



Biogeosystem Technique

Journal is being issued since 2014.
E-ISSN 2413-7316
2018. 5(2). Issued 2 times a year

EDITORIAL BOARD

Kalinitchenko Valery – Institute of Soil Fertility of South Russia, Persianovsky, Russian Federation (Editor in Chief)

Ghazaryan Karen – Yerevan State University, Yerevan, Armenia (Deputy Editor in Chief)

Blagodatskaya Evgeniya – Institute of Physical Chemical and Biological Problems of Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, Russian Federation

Elizbarashvili Elizbar – Iakob Gogebashvili Telavi State University, Telavi, Georgia

Glazko Valery – Moscow agricultural Academy named after K.A. Timiryazev, Russian Federation

Lisetsky Fedor – Belgorod State University, Russian Federation

Minkina Tatiana – Southern Federal University, Russian Federation

Okolelova Alla – Volgograd State Technical University, Russian Federation

Shein Evgeny – Moscow State University named M.V. Lomonosov, Russian Federation

Surai Peter – Feed-Food.ltd, Scotland, UK

Journal is indexed by: **Cross Ref** (USA), **Electronic scientific library** (Russia), **MIAR** (Spain), **Open Academic Journals Index** (USA), **CiteFactor** – **Directory of International Research Journals** (Canada).

All manuscripts are peer reviewed by experts in the respective field. Authors of the manuscripts bear responsibility for their content, credibility and reliability.

Editorial board doesn't expect the manuscripts' authors to always agree with its opinion.

Postal Address: 1367/4, Stara Vajnorska
str., Bratislava – Nove Mesto, Slovak
Republic, 831 04

Release date 25.12.2018.
Format 21 × 29,7/4.

Website: <http://ejournal19.com/en/index.html>
E-mail: evr2010@rambler.ru

Headset Georgia.

Founder and Editor: Academic Publishing
House Researcher s.r.o.

Order № B-14.

Biogeosystem Technique

2018

Is. 2

CONTENTS

Articles and Statements

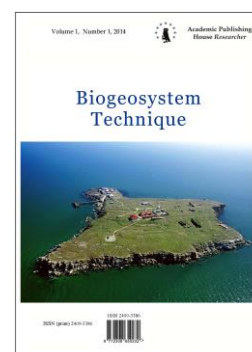
Use of the Air Pollution Summary Calculations for Industrial Emission Regulation in the City of Belgorod A.E. Borovlev, E.Ya. Zelenskaya	149
Nature-Similar Technologies of the Biogeosystem Technique in Solving a Global Social and Environmental Problem A.P. Glinushkin, V.N. Kudayarov, M.S. Sokolov, V.E. Zinchenko, V.V. Chernenko	159
Calcium Carbonate Formations in Edaphic Components of Ecosystems G.V. Kharitonova, E.V. Shein, V.O. Krutikova, A.V. Ostrouhov	197
Re-inventing Agriculture! A.O. Nigten	213
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pahs) in Natural and Anthropogenically Modified Soils (A Review) B. Wiłkomirski, Z.A. Jabbarov, T.A. Abdrakhmanov, M.B. Vokhidova, B.T. Jabborov, M.F. Fakhrutdinova, A.A. Okolelova, S.M. Kholdorov, Y.D. Abdullayeva	229

Copyright © 2018 by Academic Publishing House Researcher s.r.o.



Published in the Slovak Republic
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
E-ISSN: 2413-7316
2018, 5(2): 149-158

DOI: 10.13187/bgt.2018.2.149
www.ejournal19.com



Use of the Air Pollution Summary Calculations for Industrial Emission Regulation in the City of Belgorod

Andrey E. Borovlev^{a, *}, Evgenia Ya. Zelenskaya^a

^a Belgorod State National Research University, Russian Federation

Abstract

The problematic issues of the industrial enterprises emission quotas justification on the atmospheric air pollution summary calculations for the Belgorod city environment taking into account the stationary and mobile sources are considered. For solving a problem, the complex of research and development it to be performed including: remote measurement of the atmosphere temperature profile using the MTR-5 profile meter, fine particles content determination at the points of air pollution control using the OMPN-10.0 dust meter (based on the Dust Trak optical unit); the cement production rotating furnaces and steel pipes production furnaces heavy metals air release determination; soil ecological condition assessment in the industry's release contamination zone using the integral calculation score as a basis for the areas contaminated with heavy metals remediation needs justifying, as well as for selecting appropriate designing solutions most environmentally and economically appropriate in the specific conditions. Proposals are presented for the computational monitoring of air pollution with suspended particles RM10 and RM2.5 based on GIS analysis of instrumental research data, as well as on the results of calculations of the total atmospheric pollution with solid particles. An original approach to the geoecological assessment of technogenic air pollution influence on unsealed soils of the functional zones of the city for the environmental regulation of industrial emissions of carbonate dust into the air on the basis of the allowable contributions of enterprises to air pollution establishing is proposed.

Keywords: particulate matters, settlement monitoring, technogenic impact, stability of soils, functional areas.

1. Введение

Для комплексной и более объективной оценки воздействия на атмосферный воздух обычно используется норматив допустимой антропогенной нагрузки. Его особенностью является то, что оценка воздействия на окружающую среду осуществляется с учетом всех источников воздействия в пределах определенной территории. Так норматив антропогенной нагрузки на атмосферный воздух определяется на основе результатов сводных расчетов загрязнения атмосферного воздуха (сводные расчеты), т.е. расчетов приземных концентраций загрязняющих веществ по данным об их выбросах от всех источников стационарных и передвижных источниках загрязнения атмосферы, расположенных на территории города. Результаты использования сводных расчетов как эффективного инструмента для прогнозирования состояния окружающей среды и планирования перспективного развития конкретных территорий, представлены в работах (Волкодаева,

* Corresponding author

E-mail addresses: borovlev@bsu.edu.ru (A.E. Borovlev)

Канчан, 2009; Волкодаева, Киселев, 2017). При этом, особое внимание уделяется вопросам негативного снижения выбросов на отдельные компоненты природной среды и сохранение экосистем с учетом соблюдения экологических нормативов качества атмосферного воздуха.

Методическое обеспечение работ для выполнения сводных расчетов и определения допустимых вкладов в загрязнение атмосферы (квотирование выбросов) разработано НИИ Атмосфера (Методическое пособие..., 2000; Рекомендации..., 2003). В соответствии с Приказом Госкомэкологии № 66 от 16.02.99 г. «О применении системы сводных расчетов при нормировании выбросов» уже были проведены сводные расчеты в ряде крупных городов Российской Федерации (Санкт-Петербург, Астрахань, Вел. Новгород, Воронеж, Пермь, Псков, Калуга). В Белгородской области сводные расчеты были выполнены в период 2007–2008 гг. в городах Белгород, Губкин и Старый Оскол (Боровлев, 2007). Однако, нормативные документы, регламентирующие порядок квотирования выбросов, не имели соответствующего юридического обеспечения. Это затрудняло внедрение результатов сводных расчетов в практику воздухоохранной деятельности. Например, для обеспечения легитимности результатов сводных расчетов в Санкт-Петербурге было разработано и выпущено 11 правовых и методических актов. Вместе с тем, по итогам заседания Государственного совета по вопросу «Об экологическом развитии Российской Федерации в интересах будущих поколений» от 27.12.2016 г., Президент Российской Федерации утвердил перечень поручений. Одно из них (Пр-140ГС, п.1 пункт б) предписывает Правительству РФ внести в законодательство Российской Федерации изменения, направленные на снижение выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух, и предусматривающие разработку и утверждение порядка выполнения сводных расчетов и их применения при нормировании выбросов вредных (загрязняющих) веществ. Согласно «Стратегии экологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года» одним из основных механизмов реализации государственной политики в сфере обеспечения экологической безопасности является применение системы сводных расчетов для территорий городов с учетом расположенных на этих территориях стационарных и передвижных источников загрязнения окружающей среды. В настоящее время Минприроды России внесен на рассмотрение в законодательный орган страны проект Федерального закона «О внесении изменений в Федеральный закон «Об охране атмосферного воздуха» и отдельные законодательные акты Российской Федерации в части обеспечения снижения загрязнения атмосферного воздуха», предусматривающий порядок определения допустимых вкладов предприятий в загрязнение атмосферного воздуха.

Таким образом, ожидается, что в ближайшей перспективе использование сводных расчетов войдет в практику природоохранной деятельности. Поэтому, в преддверии проведения сводных расчетов в Белгородской области, целесообразно рассмотреть проблемные вопросы, возникающие при проведении работ по нормированию выбросов промышленных предприятий города Белгорода с использованием результатов сводных расчетов загрязнения атмосферного воздуха.

2. Объекты и методы исследования

Объектами исследования являются источники загрязнения атмосферного воздуха, расположенные на территории города Белгорода, площадью 160.6 км² и численностью населения 391.1 тыс. человек. Ежегодно в атмосферу города выбрасывается более 37 тыс. т. загрязняющих веществ (ЗВ), а общее количество стационарных источников загрязнения атмосферы (ИЗА) превышает 3000. В объеме выбросов ЗВ доля стационарных источников составляет 17.1 %, автотранспорта – 82.9 %.

Основу работы составили расчеты рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе, проведенные с участием авторов, исследования загрязнения воздушного бассейна и почв территории города Белгорода, база данных сводного тома предельно допустимых выбросов предприятий г. Белгорода, разработанная авторами. Оценка санитарного состояния воздушного бассейна и почв территории города Белгорода проведена в соответствии с действующими санитарно-эпидемиологическими требованиями к качеству атмосферного воздуха (СанПиН 2.1.6.1032-01) и почв территории населенных мест (СанПиН 2.1.7.1287-03).

В исследовании для расчета загрязнения атмосферы использовали программное обеспечение «Эколог» фирмы «Интеграл», а также следующие методы: картографический, математико-статистический, методы математического моделирования и системно-функционального анализа. Анализ пространственного распределения ЗВ в атмосферном воздухе и территории города выполнен в ГИС методами оверлея, интерполяции и пространственной статистики.

3. Результаты исследования и их обсуждение

В процессе проведения столь сложной и объемной работы как сводные расчеты возникает целый ряд проблем, наиболее важные из которых кратко рассмотрены ниже.

Расчетная модель «Методы расчетов рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе» (подлежат обязательному применению с 1.01.2018 г.) (Об утверждении методов..., 2017), как и ранее действующая до ее введения «Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» (ОНД-86), не учитывает реальные изменения температурной стратификации в том месте, для которого выполняется расчет приземных концентраций ЗВ. Так в расчете максимальных приземных концентраций ЗВ используется коэффициент А, зависящий от температурной стратификации атмосферы, установленный одним значением для ряда регионов Российской Федерации. При этом расчетной моделью допускается, что значения коэффициента А могут быть уточнены с учетом климатических и физико-географических условий рассматриваемой местности.

Проблемной является оценка аэрогенного загрязнения селитебной территории мелкодисперсными взвешенными частицами – PM10 и PM2.5 (фракции твердых частиц с аэродинамическим диаметром менее 10 мкм и менее 2.5 мкм). В городах Белгородской области на стационарных постах Росгидромета определяется только общая пыль, т.е. сумма взвешенных веществ – TSP (*total suspended particulate*), которая включает все находящиеся в воздухе твердые частицы. Мониторинг загрязнения атмосферы по показателям PM10 и PM2.5 в настоящее время отсутствует, и в ближайшей перспективе не планируется. Однако частицы PM10 и PM2.5 по праву считаются одним из опасных видов загрязнения атмосферного воздуха, требующих систематического контроля. Тревогу экологов и общественности вызывают факты дополнительной смертности населения Европы и Северной Америки при вдыхании частиц PM10 и PM2.5 (Samoli et al., 2008). Экономический рост в азиатских странах стимулирует активное развитие методов мониторинга мелкодисперсных взвешенных частиц для этого региона мира (Karimian et al., 2016; Li et al., 2017; Munir, 2017). Указанные частицы могут адсорбировать из воздуха большое количество загрязняющих веществ (ЗВ), которые вместе с ними также могут попадать во внутреннюю среду организма и проявляют токсическое действие, что приводит к развитию сердечнососудистых, респираторных и онкологических заболеваний (Reche et al., 2012). Фракция PM2.5 является более опасной для здоровья, чем фракция PM10. В странах ЕС на счет влияния PM2.5 относят 3 % смертности от сердечнососудистой патологии и 5 % смертей от рака легкого и в целом на долю загрязнения атмосферы PM2.5 в год приходится 3.1 млн. случаев смертей (Cohen et al., 2004). Более того, к настоящему моменту еще не существует определенного порога, ниже которого PM2.5 не представляли бы угрозу (Directive 2008/50/EC). Соотношение между фракцией PM10 и TSP в разных городах различно, но в качестве усредненного пересчетного коэффициента обычно принимается величина 0.55, обоснованная большим числом параллельных измерений (US..., 1994). В 1998–1999 гг. было проведено параллельное измерение концентрации TSP и PM2.5 в восьми городах Свердловской области с разным уровнем промышленного загрязнения. Полученные коэффициенты соотношения между PM2.5 и TSP варьировали от 0.07 до 0.34. Усреднение коэффициентов, полученных в тех же промышленных городах, в которых для пересчета TSP в PM 10 был получен коэффициент, близкий к 0.55, дает для PM 2.5 величину 0.26. В результате определения TSP массовым методом и PM10, и PM2.5 с использованием пылемера «ОМПН-10.0» (на основе оптического блока Dust Trak, модель 8520, МВИ № М-МВИ-117-03) в рамках программы наблюдений с июня 2012 г. по май 2013 г. для г. Белгорода (60 проб, исследованных по 12 мониторинговым точкам на территории различных функциональных зон) получены коэффициенты соотношения для PM10/TSP, равные 0.595 и для PM2.5/TSP – 0.393

(Боровлев и др., 2013). Эти коэффициенты характеризуются определенной стабильностью и меняются в зависимости от концентрации TSP, что дает основания для упрощения процедуры оценки концентраций PM₁₀ и PM_{2.5} путем их пересчета из концентрации TSP в точках воздействия. В работе Боровлева и др. (2013) для оценки распределения взвешенных частиц с учетом их дисперсности в атмосферном воздухе г. Белгорода предложено использовать ГИС-анализ данных инструментальных исследований и результатов расчетов рассеивания выбросов твердых частиц, полученных с использованием базы данных (База данных..., 2008). В результате геоинформационного картографирования полей максимальных приземных концентраций TSP (Рис. 1а) была выявлена зона площадью 73.5 га (2.2 % площади жилой застройки) в районе расположения ЗАО «Белгородский цемент» (F), где наблюдаются превышения в жилой зоне по PM₁₀ до 2.5 ПДК, PM_{2.5} – до 2.8 ПДК (Рис. 1б). Представленная на рисунке 1 ситуация учитывает работу ЗАО «Белгородский цемент» по полной производственной программе. В указанном случае вклад источников выбросов цементного производства в величину полученных превышений ПДК составит по PM₁₀ 86.2 %, а по PM_{2.5} – 91.4 %. В дальнейшем, представляется целесообразным проводить расчетный мониторинг загрязнения атмосферного воздуха взвешенными частицами PM₁₀ и PM_{2.5} в результате актуализации базы данных для проведения сводных расчетов по материалам инвентаризаций стационарных источников и выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух, выполненных в соответствии с новыми требованиями (Об утверждении порядка..., 2018).

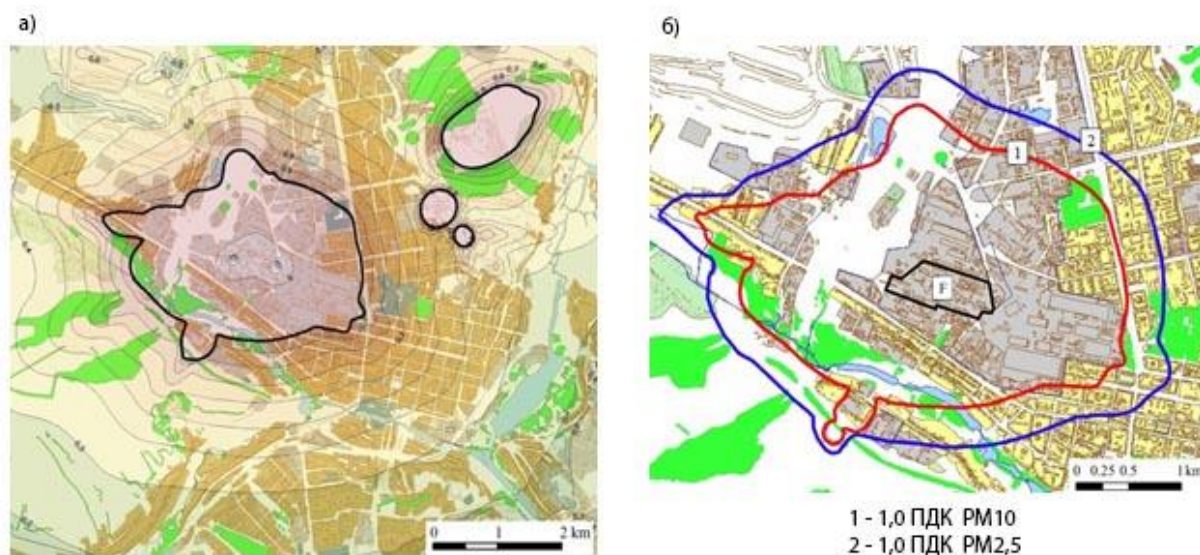


Рис. 1. Изолинии максимальных приземных концентраций взвешенных частиц на территории города Белгорода, доли ПДК: а) TSP; б) PM₁₀ и PM_{2.5}

Необходимо также отметить целесообразность проведения оценки аэрогенного загрязнения селитебной территории тяжелыми металлами (ТМ) города Белгорода на основе новых исходных данных по пылевым выбросам сталеплавильных печей ЗАО «Белэнергомаш (Белгород – БЗЭМ)» и вращающихся печей ЗАО «Белгородский цемент». В настоящее время указанные пылевые выбросы классифицируются как пыль неорганическая с содержанием SiO₂ < 20 % (код 2909). Однако согласно (Справочник..., 2005), такие ТМ как свинец, мышьяк, медь, железо, кадмий и др. присутствуют в составе твердых частиц (аэрозолей конденсации), образующихся при выплавке сталей (печи ЗАО «Белэнергомаш (Белгород) – БЗЭМ»), а также характерны для аэрозолей конденсации, образующихся при производстве цемента (печи ЗАО «Белгородский цемент»). Их ориентировочная величина суммарного выброса, рассчитанная на основе удельных показателей выбросов, приведенных в (Справочник..., 2005), может быть до 20 т/год. На основе полученных данных можно предположить, что из промышленных предприятий города именно ЗАО «Белгородский цемент» и ЗАО «Белэнергомаш (Белгород) – БЗЭМ»

могут в существенной степени определять аэротехногенное поступление ТМ в почвы города за счет выпадений с дождями, снегом и пылью.

Таким образом, актуально применить более совершенный подход к оценке экологического состояния городских почв, предполагающий использование следующих показателей: содержание токсичных элементов в почве с оценкой по санитарно-гигиеническим критериям, учет свойств почв и фоновое содержание в них элементов. При этом оценку степени загрязнения почвы элементами, помимо показателя суммарного химического загрязнения (Z_c) согласно методическим указаниям (МУ 2.1.7.730-99), целесообразно производить с использованием суммарного коэффициента антропогенного загрязнения – интегрального показателя, учитывающего степень опасности загрязнения почв ТМ по закрытой 100-балльной шкале предложенного Дабаховым и др. (2014). Балл, характеризующий степень загрязнения почвы, на основе содержания в почве токсичных элементов и соединений, их фонового значения, санитарно-гигиенических нормативов (с учетом содержания элемента) рассчитывается по формуле:

$$D = \sum_{i=1}^N \left[\left(C_i / C_{i_{\text{фон}}} \right) \cdot K_i \right], \quad (1)$$

где D – приведенный суммарный коэффициент концентрации; C_i – содержание элемента в изучаемой почве, мг/кг; $C_{i_{\text{фон}}}$ – фоновое содержание элемента, мг/кг; K – коэффициент значимости элементов и соединений, обратно пропорциональный ПДК (ОДК) – $1/\text{ПДК}_i$.

При этом коэффициент суммарного загрязнения наиболее объективно характеризует антропогенную трансформацию почв (иными словами, степень антропогенной нагрузки, приводящей к изменению геохимического состояния территории), а интегральный оценочный балл дает наиболее корректную оценку санитарно-гигиенического (экологического) состояния территории (Дабахов и др., 2014).

На экологическое состояние почв г. Белгорода также могут влиять значительные объемы выбросов твердых частиц (ТЧ) в результате производственной деятельности и строительства, преимущественно пыли неорганической карбонатной (далее – карбонатная пыль) в количестве до 1.4 тыс. т (73.7 % от выброса ТЧ). Состав пыли, оседающей на поверхность в разных функциональных зонах города, может определять общие тенденции в трансформации почвенных свойств, и, в первую очередь, гранулометрического состава, гумусированности и буферности. Содержание карбонатов в почве и уровень рН оказывают влияние на трансформацию соединений ТМ, т.к. химический состав почвенного раствора, процессы растворения, миграции, осадкообразование карбонатов и характер ионообменных процессов на границе раздела фаз зависят от карбонатно-кальциевого равновесия.

В работе Боровлева (2016) была выполнена оценка буферности почв года Белгорода, позволяющая составить представление об устойчивости незапечатанных почв к потенциальному аэротехногенному воздействию загрязнителей на основе комплексного учета гранулометрического состава, гумусированности и реакции почвенного раствора, прямо связанной с карбонатностью почв (Рис. 2а). На основе результатов расчетов рассеивания выбросов карбонатной пыли были получены данные об интенсивности ее выпадений на подстилающую поверхность функциональных зон города. Затем был рассчитан понижающий балл по отношению к буферности почвы для каждого диапазона изолиний интенсивности выпадений карбонатной пыли. В итоге, с использованием программы ArcGIS 10.1 методом оверлея пространственных слоев были скорректированы баллы буферности почв и получена интегральная оценка устойчивости почв к аэротехногенному воздействию (Рис. 2б).

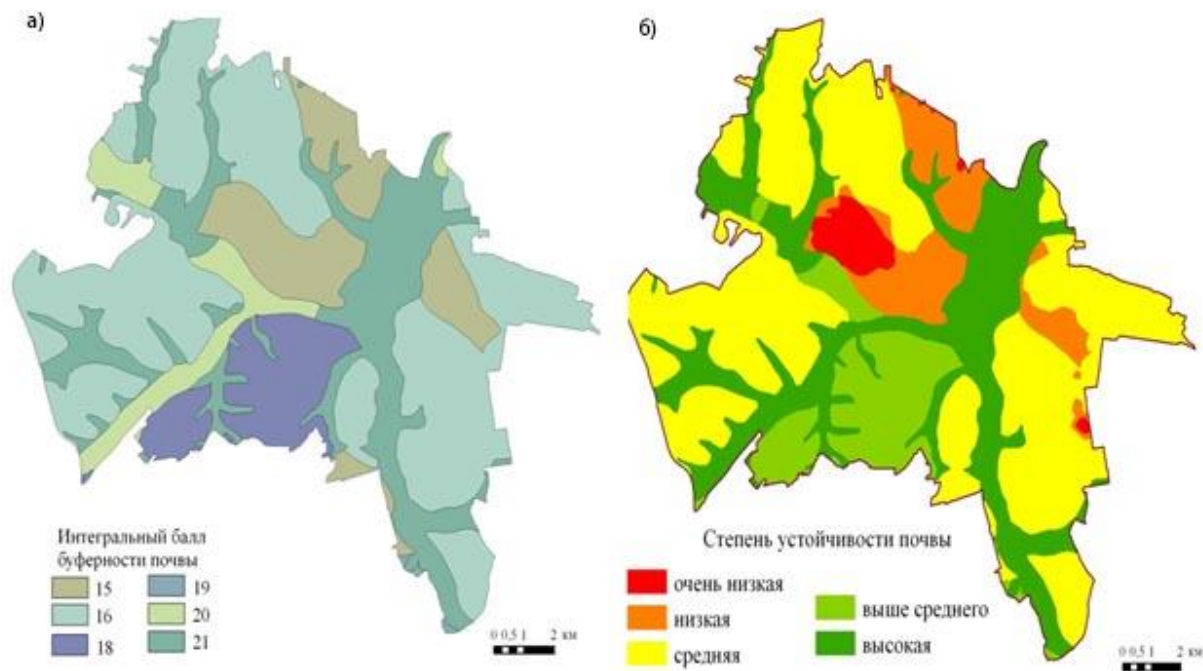


Рис. 2. Показатели устойчивости незапечатанных почв к потенциальному аэротехногенному воздействию загрязнителей на территории функциональных зон города Белгорода: а) Интегральная оценка буферности почв; б) Степень устойчивости незапечатанных почв к аэротехногенному воздействию

Дальнейшее развитие в Белгородской области производства строительных материалов на собственной ресурсной базе несомненно приведет к усилению влияния аэротехногенного воздействия карбонатной пыли на территориях г. Белгорода с низкой устойчивостью почв. С учетом фактически достигнутых величин ($\text{pH} = 8-9$) в верхнем слое почв с низкой устойчивостью при увеличении аэротехногенной нагрузки прогнозируется превышение указанных величин pH , что может привести к уменьшению подвижности в почве важных для питания растений микроэлементов, и впоследствии – к ухудшению биоэкологического состояния парков центра города. Поэтому перспективное развитие производств строительных материалов на территории Белгорода целесообразно обуславливать ограничением поступления ТЧ в атмосферу из источников выбросов указанных производств на основе установления квот концентраций ЗВ для отдельных участков территории рекреационных зон и земель с.-х. назначения с низкой степенью устойчивости к воздействию аэротехногенных выбросов карбонатной пыли (зона квотирования концентрации карбонатной пыли). Приземные концентрации карбонатной пыли в расчетных (контрольных) точках зоны её квотирования, рассчитанные на перспективное развитие производств строительных материалов, не должны превышать расчетные значения указанной пыли на существующее положение. Для обеспечения оптимального распределения квот приземных концентраций карбонатной пыли в расчетных точках зоны её квотирования между предприятиями, действующими в этой зоне, предлагается для каждого источника вводить ограничения на массу выброса, определяемой исходя из содержания карбонатов в выбросе пыли.

Таким образом, на начальной стадии проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы города Белгорода, представляется целесообразным выполнить следующие исследования и разработки:

- дистанционное измерение профиля температуры атмосферы для уточнения коэффициента температурной стратификации A с использованием профилемера МТР-5 Центра коллективного пользования «Федерально-региональный центр аэрокосмического и наземного мониторинга объектов и природных ресурсов НИУ «БелГУ»;

- определение TSP, PM₁₀ и PM_{2.5} в контрольных точках на территориях функциональных зон города Белгорода в рамках более расширенной программы наблюдений с использованием пылемера «ОМПН-10.0» (на основе оптического блока Dust Trak) для получения уточненных значений коэффициентов пересчета PM₁₀ и PM_{2.5} из TSP;
- определение величин выбросов ТМ в атмосферный воздух ЗАО «Белгородский цемент» и ЗАО «Белэнергомаш (Белгород) – БЗЭМ», а также проведение оценки экологического состояния почв в зоне влияния выбросов указанных предприятий.

4. Заключение

Наиболее проблемной задачей при проведении сводных расчетов загрязнения атмосферы города Белгорода является оценка аэрогенного загрязнения селитебной территории мелкодисперсными взвешенными частицам и тяжелыми металлами. Для ее решения предложено выполнить комплекс исследований и разработок, включающий дистанционное измерение профиля температуры атмосферы, программу мониторинговых наблюдений загрязнения атмосферного воздуха взвешенными частицами PM₁₀ и PM_{2.5} с использованием пылемера «ОМПН-10.0» (на основе оптического блока Dust Trak), проведение инвентаризации стационарных источников и выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух на ЗАО «Белгородский цемент» и ЗАО «Белэнергомаш (Белгород) – БЗЭМ» для определения величин выбросов тяжелых металлов; проведение оценки экологического состояния почв в зоне влияния выбросов указанных предприятий с использованием интегрального расчетного балла, который может использоваться в качестве базы для обоснования необходимости проведения мероприятий по реабилитации загрязненных тяжелыми металлами территорий, а также для выбора соответствующих проектных решений, наиболее эффективных и экономичных в конкретных условиях. Для обеспечения снижения выбросов ТЧ на перспективное развитие производств строительных материалов предложен оригинальный подход, позволяющий устанавливать ограничение выбросов карбонатной пыли в атмосферный воздух с учетом экспериментально определенных полей квот приземных концентраций ТЧ для функциональных зон города с низкой степенью устойчивости почв к воздействию техногенных выбросов.

5. Благодарности

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Белгородской области в рамках научного проекта № 18-45-310008.

Литература

[База данных...](#), 2008 – База данных сводного тома предельно допустимых выбросов предприятий г. Белгорода: свидетельство № 2008620112 о гос. регистрации базы данных / А.Э. Боровлев, В.И. Соловьев, Е.С. Кунгурцев, М.С. Кунгурцев; правообладатель ГОУ ВПО Белгородский государственный университет (БелГУ). № 2008620004; заявл. 9.01.2008; опубл. 29.02.2008.

[Боровлев, 2007](#) – *Боровлев А.Э.* (2007). Исследование техногенного воздействия промышленных предприятий и автотранспорта с целью обеспечения экологических норм загрязнения атмосферного воздуха урбанизированной территории // *Проблемы региональной экологии*, 6: 24–28.

[Боровлев, 2016](#) – *Боровлев А.Э.* (2016). Оценка устойчивости городских почв к азротехногенному воздействию (на примере города Белгорода) // *Научные ведомости БелГУ. Естественные науки*, 34(225): 138–144.

[Боровлев и др., 2013](#) – *Боровлев А.Э., Лисецкий Ф.Н., Чепелев О.А.* (2013). Развитие системы управления качеством атмосферного воздуха для города Белгорода // *Фундаментальные исследования*, 4(6): 922–929.

[Волкодаева, Канчан, 2009](#) – *Волкодаева М.В., Канчан Я.С.* (2009). Использование комплексных (сводных) расчетов показателей воздействия выбросов загрязняющих веществ при управлении качеством атмосферного воздуха // *Юг России: экология, развитие*, 4(1): 6–13.

Волкодаева, Киселев, 2017 – Волкодаева М.В., Киселев А.В. (2017). О развитии системы экологического мониторинга качества атмосферного воздуха // *Записки Горного института*, 227: 589–596.

Дабахов и др., 2014 – Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Тутова В.И. (2014). Экологическая оценка почв урбанизированных ландшафтов. Нижний Новгород, 300 с.

Методическое пособие..., 2000 – Методическое пособие по выполнению сводных расчетов загрязнения атмосферного воздуха выбросами промышленных предприятий и автотранспорта города (региона) и их применению при нормировании выбросов. (2000). СПб. НИИ Атмосфера.

МУ 2.1.7.730-99 – МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. Дата введения 05.04.1999.

Об утверждении методов..., 2017 – Об утверждении методов расчетов рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе: Приказ Минприроды России от 06.06.2017 № 273 // СПС КонсультантПлюс [Электронный ресурс]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_222765/ (дата обращения 1 ноября 2018).

Об утверждении порядка..., 2018 – Об утверждении порядка проведения инвентаризации стационарных источников и выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух, корректировки ее данных, документирования и хранения данных, полученных в результате проведения таких инвентаризации и корректировки: Приказ Минприроды России от 07.08.2018 № 352 // СПС КонсультантПлюс [Электронный ресурс]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_309693/ (дата обращения 1 ноября 2018).

Рекомендации..., 2003 – Рекомендации по определению допустимых вкладов в загрязнение атмосферы выбросов загрязняющих веществ предприятиями с использованием сводных расчетов загрязнения воздушного бассейна города (региона) выбросами промышленности и автотранспорта. (2003). СПб, НИИ Атмосфера.

Справочник..., 2005 – Справочник по удельным показателям выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух для некоторых производств – основных источников загрязнения атмосферы. (2005). СПб, НИИ «Атмосфера», 125 с.

Cohen et al., 2004 – Cohen A., Anderson H.R., Ostro B., Pandey K.D., Krzyzanowski M., Künzli N., Smith K.R. 2004. Urban air pollution // *Comparative quantification of health risks*, 2(17): 1354–1433.

Karimian et al., 2016 – Karimian H., Li Q., Li C., Jin L., Fan J., Li Y. (2016). An improved method for monitoring fine particulate matter mass concentrations via satellite remote sensing // *Aerosol and Air Quality Research*, 4: 1081–1092.

Li et al., 2017 – Li X., Ma Y., Wang Y., Liu N., Hong Y. (2017). Temporal and spatial analyses of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and its relationship with meteorological parameters over an urban city in northeast China // *Atmospheric Research*, No 198, pp. 185–193.

Munir, 2017 – Munir S. (2017). Analysing temporal trends in the ratios of PM_{2.5}/PM₁₀ in the UK // *Aerosol and Air Quality Research*, 1: 34–48.

Reche et al., 2012 – Reche C., Moreno T., Amasto F., Viana M., Drooge van B., Chang H., Berube K., Jones T., Alastuey A., Querl X. (2012). A multidisciplinary approach to characterize exposure risk and toxicological effects of PM₁₀ and PM_{2.5} samples in urbane environments // *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78: 327–335.

Samoli et. al., 2008 – Samoli E., Peng R., Ramsay T., Pipikou M., Touloumi G., Dominici F., Katsouyanni K. (2008). Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA Study // *Environmental Health Perspectives*, 116(11): 1480–1486.

Union, 2008 – Union P. (2008). Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe // *Official Journal of the European Union*, L(152) (11.6.2008): 1–44.

US..., 1994 – US Environmental Protection Agency. (1994). Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentration and Application Dosimetry. Washington, 236 p.

References

- Borovlev et al., 2013** – Borovlev A.E., Liseckii F.N., Chepelev O.A. (2013). The development of the system of quality management of atmospheric air for the city of Belgorod. *Fundamentalnye issledovaniya (Basic research)*, 4(6): 922–929.
- Borovlev, 2007** – Borovlev A.E. (2007). Research of man-caused influence of the industrial enterprises and transport with the purpose of maintenance of ecological norms of pollution of atmospheric air of the urbanized territories. *Problems of regional ecology*, 6: 24–28.
- Borovlev, 2016** – Borovlev A.E. (2016). Evaluation of stability of urban soils to technogenic impact (on example of the town Belgorod). *Belgorod State University Scientific Bulletin. Natural sciences series*, 34(225): 138–144.
- Cohen et al., 2004** – Cohen A., Anderson H.R., Ostro B., Pandey K.D., Krzyzanowski M., Künzli N., Smith K.R. (2004). Urban air pollution. *Comparative quantification of health risks*, 2(17): 1354–1433.
- Dabakhov et al., 2014** – Dabakhov M.V., Dabakhova E.V., Titova V.I. (2014). Ecological assessment of soil in urbanized landscapes. Nizhny Novgorod, 300 p.
- Database..., 2008** – Database of the consolidated volume of the maximum permissible emissions of enterprises of the city of Belgorod: certificate № 2008620112 of state. database registration / A.E. Borovlev, V.I. Soloviev, E.S. Kungurtsev, M.S. Kungurtsev; copyright holder GOU VPO Belgorod State University (BelSU). № 2008620004; declare 9 January 2008; publ. 29 February 2008.
- Handbook..., 2005** – Handbook of specific indicators of emissions of pollutants into the air for some industries – the main sources of air pollution. (2005). St. Petersburg, Research Institute «Atmosphere», 125 p.
- Karimian et al., 2016** – Karimian H., Li Q., Li C., Jin L., Fan J., Li Y. (2016). An improved method for monitoring fine particulate matter mass concentrations via satellite remote sensing. *Aerosol and Air Quality Research*, 4: 1081–1092.
- Li et al., 2017** – Li X., Ma Y., Wang Y., Liu N., Hong Y. (2017). Temporal and spatial analyses of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and its relationship with meteorological parameters over an urban city in northeast China. *Atmospheric Research*, 198: 185–193.
- Methodological manual..., 2000** – Methodological manual for the implementation of the summary calculations of air pollution by emissions of industrial enterprises and vehicles of the city (region) and their use in the rationing of emissions. (2000). St. Petersburg, Institute of Atmosphere.
- MU 2.1.7.730-99** – MU 2.1.7.730-99. Hygienicevaluation of soil in residential areas. Date of introduction 05.04.1999.
- Munir, 2017** – Munir S. (2017). Analysing temporal trends in the ratios of PM_{2.5}/PM₁₀ in the UK. *Aerosol and Air Quality Research*, 1: 34–48.
- On approval of calculation..., 2017** – On approval of calculation methods for dispersion of emissions of harmful (polluting) substances in atmospheric air: Order of the Ministry of Nature of Russia by 06.06.2017 № 273. [Electronic resource]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_222765/ (date of application: 1 November 2018).
- On approval of the procedure..., 2018** – On approval of the procedure for the inventory of stationary sources and emissions of harmful (polluting) substances into the atmospheric air, adjustments to its data, documentation and storage of data obtained as a result of such inventories and adjustments: Order of the Ministry of Nature of Russia by 07.08.2018 № 352 [Electronic resource]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_309693/ (date of application: 1 November 2018).
- Reche et al., 2012** – Reche C., Moreno T., Amasto F., Viana M., Drooge van B., Chang H., Berube K., Jones T., Alastuey A., Querl X. (2012). A multidisciplinary approach to characterize exposure risk and toxicological effects of PM₁₀ and PM_{2.5} samples in urbane environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78: 327–335.
- Recommendations..., 2003** – Recommendations on the determination of permissible contributions to the air pollution of emissions of pollutants by enterprises using summary calculations of air pollution of a city (region) by emissions of industry and vehicles. (2003). St. Petersburg: Research Institute Atmosphere.

Samoli et. al., 2008 – Samoli E., Peng R., Ramsay T., Pipikou M., Touloumi G., Dominici F., Katsouyanni K. (2008). Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA Study. *Environmental Health Perspectives*, 116(11): 1480–1486.

Union, 2008 – Union P. (2008). Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official Journal of the European Union*, L(152) (11.6.2008): 1–44.

US..., 1994 – US Environmental Protection Agency. (1994). Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentration and Application Dosimetry. Washington, 236 p.

Volkodaeva, Kanchan, 2009 – Volkodaeva M.V., Kanchan Ya.S. (2009). The use of integrated (summary) calculations of the impact indicators of pollutant emissions in the management of air quality. *The South of Russia: ecology, development*, 4(1): 6–13.

Volkodaeva, Kiselev, 2017 – Volkodaeva M.V., Kiselev A.V. (2017). On the development of environmental monitoring system for air quality. *Journal of Mining Institute*, 227: 589–596.

Проблемы использования сводных расчетов загрязнения атмосферы для нормирования промышленных выбросов города Белгорода

Андрей Эдуардович Боровлев^{а,*}, Евгения Яковлевна Зеленская^а

^а Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Российская Федерация

Аннотация. Рассматриваются проблемные вопросы, возникающие при проведении работ по нормированию выбросов промышленных предприятий на основе сводных расчетов загрязнения атмосферного воздуха для территории города Белгорода с учетом расположенных на этой территории стационарных и передвижных источников загрязнения окружающей среды. Для их решения предложено выполнить комплекс исследований и разработок, включающий: дистанционное измерение профиля температуры атмосферы с использованием профилемера МТР-5; определение содержания тонкодисперсных частиц в точках контроля загрязнения атмосферного воздуха с использованием пылемера «ОМПН-10.0» (на основе оптического блока Dust Trak), определение выбросов тяжёлых металлов в атмосферный воздух от вращающихся печей цементного производства и сталеплавильных печей производства труб; оценку экологического состояния почв в зоне влияния выбросов указанных производств с использованием интегрального расчетного балла, который может использоваться в качестве базы для обоснования необходимости проведения мероприятий по реабилитации загрязненных тяжёлыми металлами территорий, а также для выбора соответствующих проектных решений, наиболее эффективных и экономичных в конкретных условиях. Представлены предложения по проведению расчетного мониторинга загрязнения атмосферного воздуха взвешенными частицами РМ10 и РМ2.5 на основе ГИС-анализа данных инструментальных исследований и результатов сводных расчетов загрязнения атмосферы твердыми частицами. Предложен оригинальный подход к геоэкологической оценке влияния техногенного загрязнения атмосферы на незапечатанные почвы функциональных зон территории города для целей нормирования промышленных выбросов карбонатной пыли в атмосферный воздух на основе установления допустимых вкладов предприятий в загрязнение атмосферы.

Ключевые слова: взвешенные частицы, расчетный мониторинг, аэротехногенное воздействие, устойчивость почв, функциональные зоны.

* Корреспондирующий автор

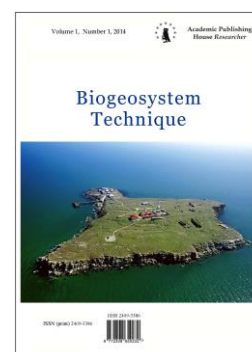
Адреса электронной почты: borovlev@bsu.edu.ru (А.Э. Боровлев)

Copyright © 2018 by Academic Publishing House Researcher s.r.o.



Published in the Slovak Republic
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
E-ISSN: 2413-7316
2018, 5(2): 159-196

DOI: 10.13187/bgt.2018.2.159
www.ejournal19.com



Nature-Similar Technologies of the Biogeosystem Technique in Solving a Global Social and Environmental Problem

Alexey P. Glinushkin ^a, Valery N. Kudeyarov ^{a, b}, Michael S. Sokolov ^{a, *}, Vladimir E. Zinchenko ^c, Vladimir V. Chernenko ^d

^a Russian Scientific-Research Institute of Phytopathology, Big Vyazemy, Russian Federation

^b Institute of Physical-Chemical and Biological Problems of Soil Science of Russian Academy of Science, Puschino, Russian Federation

^c Federal Rostov Agrarian Research Center, Rassvet, Russian Federation

^d Institute of Fertility of Soils of South Russia, Persianovka, Russian Federation

Abstract

Soil fertility is associated with the soil health, which determines the environment-forming (ecological) functions of the terrestrial-soil ecosystem – biological quality of products, and minimized eco- and sociosphere eco-toxic load. In the current conflict of the biosphere and technogenesis, it is important to avoid the increasing evolutionary risks associated primarily with the negative consequences of the global socio-environmental problem. For this a predictable co-evolution of technosphere (noosphere) and biosphere is the most acceptable way out. In this regard, the development of fundamentally new nature-similar solutions and technologies in relation to balance – pools, drivers, fluxes – of the most important biophilic elements (carbon and other) is relevant. Today, the ability to control the carbon cycle in agrosphere is very limited. In addition, the data on this balance calculated via different models differ significantly. Apparently, it is most realistic to intensify carbon sink into the terrestrial-soil ecosystem. The technological potential for Balance enrichment of C capture and storage (BECCS) currently looks truncated due to traditional approach to ecosphere management. The nutrients (in particular, nitrogen) that are introduced into the soil in large quantities are largely eliminated from the root layer due to leaching and/or volatilization. In general, the agrogeochemical balance of NPK in the soils of Russia is very unfavorable, largely due to the systematic surplus exports of mineral fertilizers abroad. With the soil improvement and optimization of the most important crops mineral nutrition, the country in the nearest future can become a leader of the food exporters. It is necessary to rethink the interaction of socium with biosphere as well as with most important component of biosphere, the pedosphere. As a new development paradigm, “Biogeosystem Technique” was proposed – an innovative scientific and technological direction as a framework of nature-similar algorithms, technologies and technical solutions. One of this is a soil aggregates and biogeochemical cycle management in order to create the nature-similar biogeosystems with transcendental properties. The principle proposed of soil reclamation via the milling of illuvial horizon (layer 20–45 cm), which ensures the growth of agrocenosis productivity and achieving the consistently high economic indicators for a long period. A new nature-similar water strategy of Biogeosystem Technique is proposed – the intra-soil continual-discrete humidification paradigm. In the supply phase, water is

* Corresponding author

E-mail addresses: sokolov34@mail.ru (M.S. Sokolov)

injected into the soil in a controlled dose, distributed in a vertical primary moistening cylinder at a depth of 10–40 cm. Subsequently, moisture from the primary moistening cylinder is redistributed by capillary, film, and vapor transfer. The proposed humidification technology eliminates the loss of water, its negative excess effect on the soil and agrolandscape, typical for standard irrigation. A nature-similar technology for mineral and organic wastes recycling has been proposed and substantiated, ensuring (simultaneously with a 20–45 cm layer intra-soil milling) the in-situ synthesis of meliorating and fertilizer substances. The developed artificial geophysical aggregate system ("soil – waste") is a priority recycling substrate. As a result, the phytoimmune status of the soil is optimized, its bioremediation is ensured, and a phytosanitary situation in the agrophytocenosis is improved. Thus, the controlled coevolutionary intensification of the agrosphere by the methods of Biogeosystem Technique will ensure an effective implementation of the state strategic programs for development of nature-similar technologies. This will improve the quality of life of the population, and a real solution to the global socio-environmental problem will provide the additional biofuels, raw materials and food production, the sustainability of biosphere will be increased by implementation of biodiversity saving, agriculture biologizing, and soil-protective strategy.

Keywords: conflict of biosphere and technogenesis, global socio-ecological problem, soil, health, biogeochemical cycle, Biogeosystem Technique.

1. Введение

Облигатные природные ресурсы – почва, пресная вода, тропосфера и ФАР – определяют качество жизни социума, суверенитет и продовольственную безопасность страны. При этом роль почвы является первостепенной. Качество почвы принято характеризовать плодородием и здоровьем. Именно от здоровья почвы, от её средообразующих, экологических функций зависят: а) стабильное производство продовольствия, б) минимизация экотоксикантной нагрузки на эко- и социосферу.

В течение последних 20–25 лет характер земледелия России можно характеризовать как экстенсивный, поскольку формирование урожаев сельскохозяйственных культур обеспечивается на 80–90 % за счет почвенного плодородия, которое в силу ничтожно малого применения удобрений (минеральных и органических) неуклонно истощается, что ведет к питательной деградации почв. А внедрение в производство высокоэффективных средств защиты растений и новых сортов сельскохозяйственных культур при дефиците питательных веществ в почвах не дает должного эффекта. Если оптимизировать минеральное питание сельскохозяйственных культур сбалансированным применением удобрений и поддерживать здоровье почвы, страна в ближайшей перспективе может стать лидером экспортеров продовольствия (Кудяров и др., 2017). Опасные для перспективы цивилизации результаты современного техногенеза требуют переосмысления путей взаимодействия социума с биосферой, и её важнейшим компонентом – педосферой.

Текущий конфликт биосферы и техногенеза общепризнан общественностью и мировым научным сообществом. Необходимо улучшить понимание значимости почвы, воды в условиях нарушения биогеохимических циклов, что приводит к накоплению загрязнителей в водах, почвах, атмосфере, чтобы получить надлежащий подход к управлению качеством почвы, состоянием климата (Glazko, Glazko, 2015), здоровьем компонентов экосферы (Arnold, 2014; Соколов и др., 2015; Hering, 2018). Восстановление деградированной почвы – сложный длительный процесс, причём это далеко не всегда возможно в принципе (Kalinina et al., 2015). Весьма важно избежать эволюционных рисков, вероятность и неопределённость которых возрастает по мере современного эволюционирования экосферы (Cheshko et al., 2014).

2. Воспроизводство ресурсов биосферы

2.1. Приоритет стратегического подхода к расширенному воспроизводству ресурсов биосферы

Приоритет приобретают стратегические подходы к решению фундаментально-прикладных проблем, затрагивающих интересы практически всего населения Земли. Важнейшая проблема декларирована ещё в документах Рио-92 – глобальная социально-экологическая проблема (ГСЭП), суть которой – исчерпание, деградация, порча жизненно

важных природных ресурсов (биотических, материальных) в процессе техногенеза. ГСЭП – следствие переоценки возможностей научно-технического прогресса на его текущем, не соответствующем природе биосферы индустриальном этапе, а также игнорирование социумом (до недавнего времени!) необходимости *коэволюции* техносферы (ноосферы) и биосферы. Признаками этого этапа являются достаточно прямолинейные, даже во многих случаях примитивные попытки копирования некоторых внешних проявлений закономерностей природы. Цель подобных попыток – извлечение краткосрочных экономических преференций без учета отклика компонентов биосферы на подобные возмущения. В итоге – экспансия худших процессов техносферы, переэксплуатация ресурсов современной биосферы. Для решения ГСЭП, поиска выхода из создавшейся кризисной ситуации взаимовлияния цивилизации, технологии и биосферы требуется развитие междисциплинарного научно-технологического подхода, разработка методологии принципиально новых природоподобных решений и технологий.

Имеют перспективу инновационные подходы, конкретные предложения и решения, обсуждаемые и частично апробированные на протяжении последних лет ([Калиниченко, 2016](#)), соответствующие современным принципам рационального использования почвенных ресурсов, декларируемых ФАО ([FAO SOILS PORTAL, 2018](#)).

2.2. Преодоление ГСЭП

Конференция ООН по проблемам окружающей среды (Стокгольм, 5–16 июня 1972 года), после которой в мире установлен Всемирный день окружающей среды 5 июня, Конференция ООН по окружающей среде и развитию Рио-92 (Рио-де-Жанейро, 3–14 июня 1992 года), Конференция ООН по устойчивому развитию Рио+20 (20–22 июня 2012 года) выразили согласие мирового сообщества по поводу жизненной необходимости изменить парадигму развития цивилизации. Однако декларировать устойчивое развитие, ориентацию на зеленую экономику далеко недостаточно для получения значимых результатов развития на этом новом пути ([FAO, 2015](#)). Потому в выступлении Президента РФ в ООН в 2015 году декларирована необходимость развития природоподобных технологий, что отражено в Указах Президента РФ № 642 от 1.12.2016 года, № 204 от 7.5.2018 года, обозначивших большие вызовы стратегического развития страны и мира. С точки зрения сохранения и воспроизводства биосферы актуальны следующие вызовы: 1) возрастание антропогенных нагрузок на окружающую среду до масштабов, угрожающих воспроизводству природных ресурсов, связанный с их неэффективным использованием рост рисков для жизни и здоровья граждан; 2) потребность в обеспечении продовольственной безопасности и продовольственной независимости России, конкурентоспособности отечественной продукции на мировых рынках продовольствия, снижение технологических рисков в агропромышленном комплексе, преодоление дисциплинарных и отраслевых границ в исследованиях и разработках, особенно применительно к мегаэкологии в целом, включая лечение и сбережение наших почв.

Значительная часть культивируемых почв страны, их плодородие и здоровье сегодня находятся в кризисном состоянии. Эти почвы нуждаются в ремедиации, улучшении и лечении ([Кудеяров и др., 2017](#)). Преодоление кризиса плодородия и здоровья почв следует базировать на мегаэкологии, объединяющей естественные и социальные сферы и системы, такие как: «геоэкосистема», «биоэкосистема», «антропоэкосистема», «социоэкосистема», «педосфера», «глобальная экосистема» (то есть, биосфера!).

Критически важно осмысливать природоподобный технологический подход с позиции, которую предлагает «биосферология» (*biosphere doctrine*) – фундаментально-прикладное научное направление о возникновении, эволюции, структуре, механизмах функционирования и устойчивости биосферы ([Яблоков и др., 2015](#); [Глинушкин и др., 2016](#)). В XXI веке биосферология – теоретический фундамент созидательной, максимально непротиворечиво встроенной в окружающую среду деятельности человечества – часть научно-технического прогресса, направленная на практически значимые глобальные, региональные и локальные преобразования экосферы, а также на обеспечение единства природоохранной и экономической эффективности ресурсосберегающих, малоотходных и безотходных технологий. У истоков биосферологии как глобального научного направления

стоял наш великий современник, ученый-энциклопедист, глобальный эволюционист, натуралист-мыслитель Владимир Иванович Вернадский (Соколов, 2013).

Движущими силами эволюции биосферы в ноосферу выступает триада факторов: а) абиотические – геологические, космические, б) биотические – генетическая изменчивость, борьба за существование, естественный отбор, в) антропогенные, ведущий из которых техногенез; его масштабы во многом превзошли по объёму нарушенного вещества аналогичные природные биогеохимические процессы.

2.3. Козволюция социума и биосферы – альтернатива истощительной эксплуатации почвенного покрова

Триединая ГСЭП в полной мере характеризует кризисное состояние почв и России, и большинства стран планеты. Академик Г.В. Добровольский (2012) констатировал: «... деградация почвенного покрова Земли – её педосферы – продолжается, ... не последнюю роль в этом играет недостаточное понимание реальности глобальной угрозы процесса деградации почв, ведущего к нарушению сложившегося устойчивого функционирования биосферы, в котором живёт всё человечество и всё живое на земной суше».

Почва как уникальная глобальная полифункциональная экосистема в последние годы утрачивает основные свойства – продукционные, средообразующие и биоресурсные. Изначально утрачивая присущую ей экологическую устойчивость, она нуждается в срочном лечении.

Скорость разложения опада и других органических продуктов, поток органического вещества в верхний слой почвы (как часть зоны аэрации) через зону аэрации в природно-территориальный комплекс, водный режим ландшафта интенсивно меняются во времени и в зависимости от типа ландшафта (Ford et al., 2011; Thurman, 1985; Popovskaya et al., 2011; Kaiser et al., 2002; Spencer et al., 2012; Qualls, 2016). Водно-растворимое органическое вещество составляет небольшую (0,005–0,1) часть органического вещества почвы, но в то же время является его наиболее мобильным компонентом. Природопользование влияет на состав водно-растворимого органического вещества почвы (Kalbitz, 2001; Laudicina et al., 2013). Молекулярный состав водно-растворимого органического вещества в почве меняется в зависимости от сезона, но его содержание в поровой воде почвы, просачивание сквозь почву и зону аэрации остаются высокими в течение каждого сезона (Kaiser et al., 2002).

Водно-растворимое органическое вещество сильно влияет на эволюцию почвы – накапливается в виде лабильного органического вещества или вымывается из экосистемы, легко вовлекаясь в процесс переноса сквозь почву (Kalinichenko et al., 2018). Это вызывает неопределенность в оценках круговорота углерода и питательных веществ (Uselman et al., 2012).

Профильная и латеральная миграция органического вещества почвы вносит значительную неопределенность в оценку региональных балансов углерода (Qualls, 2016; Zubrzycki et al., 2013; Post et al., 2018). Содержание органического вещества в почве снижается в большинстве сельскохозяйственных экосистем, что существенно влияет на их многочисленные функции (Garratt и др. 2018). При этом важнейшей является временная динамика свойств почвы как отражение её важнейших экосистемных функций. Однако этому аспекту почвенных экосистем пока уделяют очень мало внимания (Schlüter, Vogel, 2016). Потому и в России, и за рубежом данная проблема не только кардинально не решается, а с каждым годом усугубляется.

По разнообразию *микробного генофонда* почва – самый богатый субстрат планеты (Звягинцев и др., 2005). В этой связи при развитии природоподобных технологий следует учитывать опасность ложного эгоистичного антропоцентрического императива – завышенной самооценки возможностей человечества. Ведь в природе известны экосистемы, состоящие из одних микроорганизмов, известны также экосистемы, состоящие из микроорганизмов и высших организмов, но нет экосистем, включающих только высшие организмы – растения и животных. Так что человечеству не следует позиционировать себя в духе близкой нам византийской традиции в биосфере по-царски, а искать, найти и обустроить в биосфере собственную скромную нишу (Bohle, 2017; Bohle, Erle, 2017). Скромность здесь означает не размер ниши, а подход к её созданию. Если стратегический подход выработан на основании квалифицированной эвристической интуиции, то есть

удачен, то и ниша как результат гармоничной коэволюции человечества, технологии и биосферы может быть неизмеримо больше, чем мы имеем сейчас в противостоянии с биосферой (Соколов и др., 2018).

Микробобиота даёт ведущий вклад в генезис и генофонд здоровой почвы как благоприятной природной среды для горизонтального переноса кластеров генов прокариотов – трансмиссивных плазмид. Этот феномен, по-видимому, является важным фактором адаптации, эволюции и видообразования прокариотной микробобиоты. Причём вполне возможно, также и более сложных организмов.

Наконец, природной (изначально здоровой) почве принадлежит двуединая роль в поддержании биоразнообразия геобионтов. Биомасса разнообразной микрофлоры здоровой, окультуренной почвы достаточно велика: масса бактерий и грибов почвы пастбища умеренной зоны России оценивается, соответственно, в 1–2 и 2–5 т/га (Глинушкин и др., 2016). Иная ситуация с почвами традиционных агроценозов (с однолетними культурами): состояние их здоровья и иммунный статус зависят от степени чистоты (незагрязнённости вредными агентами) и функционального состояния – гетеротрофной активности, самоочищающей способности, супрессивности, азотного обмена и других процессов (Семенов, Соколов, 2016; Соколов и др., 2010; Соколов, Глазко, 2015).

Мировому сообществу предложено настолько большое число показателей здоровья почв (Bloem et al., 2006; Burns et al., 2006), что это количество затрудняет их применение. К тому же, за обилием второстепенных деталей остаются без внимания трансцендентальные – естественные процессы (объекты) не имитирующие напрямую функции почвы, но при этом природоподобные по сути предоставляемых ими возможностей управления почвенным здоровьем и её продуктивностью.

Негативные результаты современного природопользования во многом обусловлены низким уровнем технологий, которые применяют в мире как в промышленности (плодящей опасные для экосферы отходы), так и в агропроизводстве. Очевидно, для решения ГСЭП и выполнения Указов Президента РФ [2016, 2018 гг.] актуальны принципиально новые технологии, стимулирующие биологический процесс в почвах, оздоравливающие их и, следовательно, активизирующие биосферу, повышающие ее биологический продукт и роль в качестве буфера всех систем Земли, включая климатическую систему. Для принятия адекватных решений необходимы сведения о балансе – пулах, драйверах и потоках – углерода и ведущих химических элементов (Соколов и др., 2018).

3. Биогеохимические циклы

На текущей стадии биогеохимических циклов Земли преобладают типичные для всего мира односторонние потоки вещества (по гидрографии и геологическим отложениям) с суши в мировой океан. Эоловым транспортом континентальный материал доставляется в пелагические области мирового океана. Питательные элементы с полей поступают на урбанизированные территории в виде продуктов питания и сырья, затем мигрируют тем же путём, что и все остальные потоки. В пределах современной биосферы интенсифицируются потоки веществ между средами (атмосфера, почвенно-растительные сообщества, водные объекты), выражающиеся в виде стоков и эмиссий газообразных веществ, включающих в себя как природные вещества, так и техногенного происхождения, среди которых немало загрязнителей. В числе многих поллютантов находятся главные биофильные элементы – углерод, азот, фосфор, сера.

Общим свойством текущих биогеохимических циклов Земли в твердой, жидкой, газообразной форме является их неопределенность и относительно малый поток вещества, особенно в сравнении с прошедшими геологическими эпохами.

Важнейший элемент биогеохимического цикла Земли – цикл углерода. Продолжительность оборота CO₂ в атмосфере Земли оценивают в 23 года (Carvalhais et al., 2014), CH₄ – 9 лет (Stocker, 2014). Варьирование текущего цикла углерода наблюдается в широких пределах как в отношении времени пребывания в атмосфере Земли, так и в аспекте потока. Это варьирование зависит от характера и стадии биогеосистемы. Если лес на начальных стадиях развития является стоком углерода, поскольку накапливает биомассу, то на стадии стагнации, наоборот – превращается в эмитента углерода, поскольку преобладает дегградация древостоя (Kudeyarov, 2015).

Антропогенная трансформация наземных систем влияет не только на эмиссию углерода из почвы, но в значительной степени и на её микробиологическую активность (Ananyeva et al., 2016).

Как в агропроизводстве, так и в природной обстановке возможности сегодня контролировать цикл углерода весьма слабые. Например, в лесах Аппалачей 78.2 % биомассы опада преобразуется в парниковые газы (Qualls, 2016). Эмиссия CO₂ из растительных остатков и почвы составляет преобладающую часть первичной продукции фотосинтеза на территории России (Рисунки 1, 2).

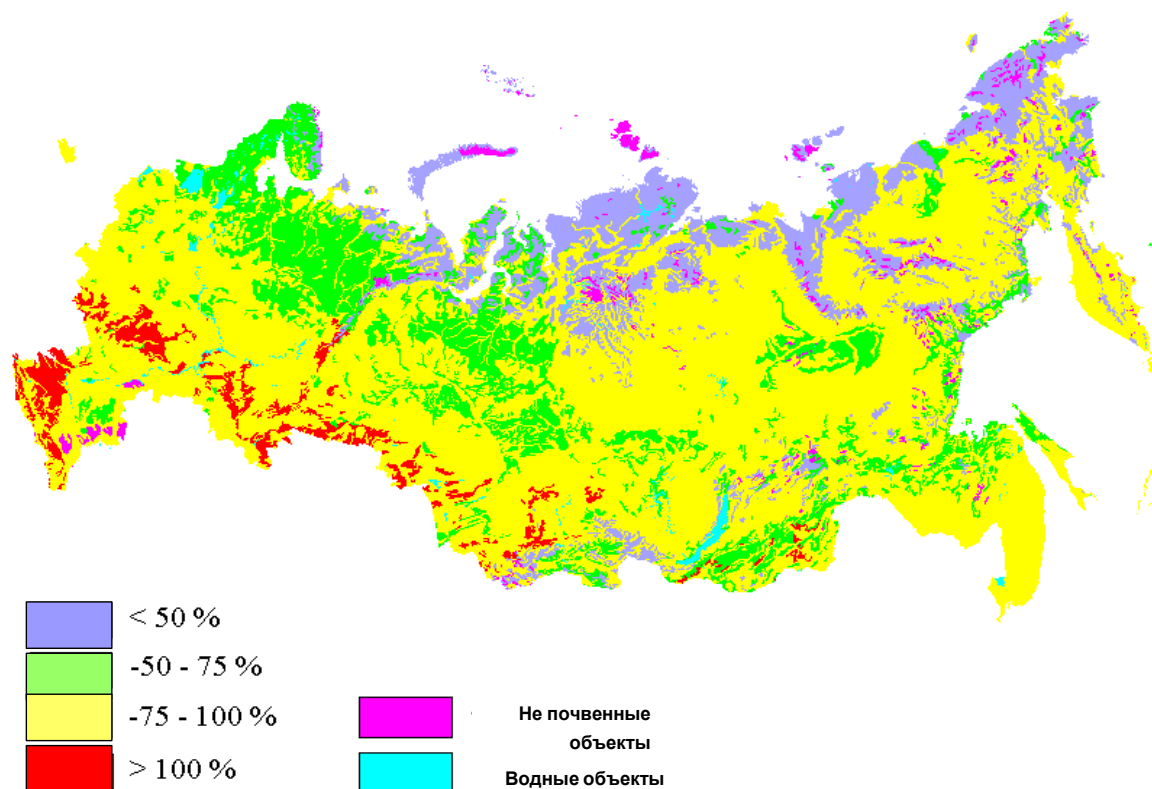


Рис. 1. Эмиссия CO₂ из почв в % от первичной продукции фотосинтеза на территории России

Красным выделены области с преобладанием пахотных угодий.

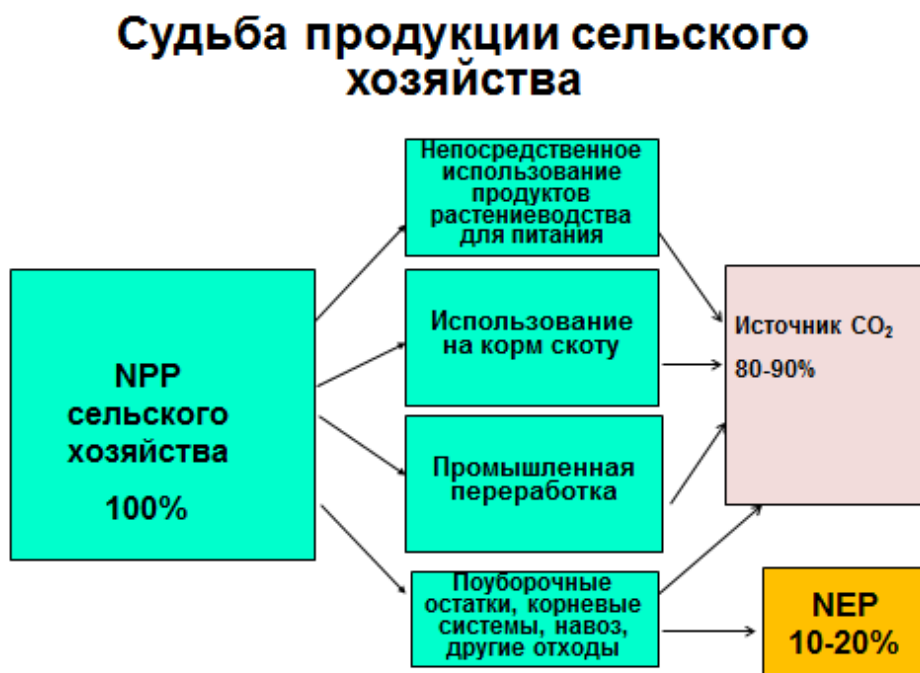


Рис. 2. Трансформация NPP сельского хозяйства на территории России

Следует иметь в виду, что некоторое повышение содержания CO_2 в атмосфере обеспечивает статистически достоверный эффект фертигации (Zhu et al., 2016; Schäfer et al., 2003), что показано нами экспериментально на примере тополя (*Populus deltoides*) (Barron-Gafford et al., 2005). Этот научный факт в тепличном хозяйстве уже давно используется как стандартный производственный приём, повышающий урожайность до 100 % и более (Hicklenton, Jolliffe, 1978; Thayer, 2017).

Растения, имеющие C_4 тип фотосинтеза, относительно недавно эволюционно приспособились к современному низкому содержанию углекислого газа в атмосфере Земли. Они положительно отзываются на повышение содержания CO_2 в атмосфере до 400 ppm. Растения с C_3 типом фотосинтеза, наиболее распространённые в современной биосфере и агрофере, дают положительный отклик продуктивности и при значительном большем содержании углекислого газа, до 2000 ppm (Акатов, 2013). Следует обратить внимание, что для человека норма содержания углекислого газа в атмосфере без ограничения жизнедеятельности составляет 600–1000 ppm (TehTab, 2017). Приведенные данные имеют простое объяснение – в биосфере прошлого содержание углекислого газа было значительно выше современного (Hileman, 2017), что обусловило адаптацию растений и животных на генетическом уровне, проявляющуюся до настоящего времени.

Повышение содержания углекислого газа в атмосфере сопровождается улучшением поглощения азота растениями (Ghannoum et al., 2000).

Ещё один важный результат повышения содержания углекислого газа в атмосфере – изменение характера регулирования устьичного аппарата. Поскольку условия снабжения растений углекислым газом улучшаются, ответной физиологической реакцией является уменьшение проводимости устьичного аппарата, что снижает расход воды на транспирацию (Le et al., 2011; Rascher et al., 2004).

Большее содержание углекислого газа в атмосфере, как полагают, обеспечит в перспективе прирост продовольствия и возобновляемой энергии (Wittwer, Strain, 2008; Kalinitchenko, 2017). Следовательно, небольшое увеличение содержания углекислого газа в атмосфере Земли обеспечивает существенное уменьшение содержания в ней более опасного, чем углекислый газ парникового газа – водяного пара. Это важное обстоятельство в переосмыслении упрощенного понимания стандартной задачи климатической инженерии (Urpelainen, 2012) – секвестра углерода из атмосферы Земли.

Реакция растений на повышение содержания CO_2 в атмосфере в виде уменьшения нормы транспирации даёт повод понизить оценку опасности засухи для растений под

влиянием вероятной ксеротизации климата (Swann et al., 2016; Lin et al., 2018). Показано, что продолжительность оборота углерода тесно связана с гидрологическим режимом суши (Carvalhais et al., 2014). Эти авторы указывают на значимость данного факта как условие корректной оценки вклада засушливых территорий в потоки и баланс углерода, тем самым ставятся под сомнение предпосылки работоспособности действующих моделей углеродного баланса и климата.

В настоящее время засушливые территории занимают более трети глобальной земной поверхности, почвы которой подвержены деградации. Поэтому баланс углерода в засушливых районах особо нестабилен – от поглощения углерода почвой до его эмиссии из почвы, причём изменение направления потока на противоположное наблюдается даже в течение коротких временных промежутков (López-Ballesteros et al., 2018; Gong et al., 2018). Этот высокий уровень изменчивости отрицательно влияет на органогенез растений, устойчивость климата, продуктивность агро- и биосферы в целом.

Цикл и потоки CH_4 в глобальном биогеохимическом цикле не менее неопределенны, чем цикл и потоки CO_2 (Carmichael et al., 2014; Atmospheric Methane, 2018). И столь же слабо поддаются регулированию несовершенными, доступными до настоящего времени приемами и технологиями, которые более ориентированы на паллиативное лечение экосферы, чем на принципиально новые кардинальные решения (Lizik et al., 2013). Цикл и потоки CH_4 и CO_2 могут быть противоположными на сопряженных элементах экотопа, а эмиссия и сток сменяют друг друга на коротких временных промежутках (Глаголев и др., 2012).

При техногенезе возрастает вероятность эмиссии CH_4 в атмосферу. Это деградирующие почвы и насаждения, свалки, продукты неполного сгорания, земли, орошаемые в рамках устаревших технологий ирригации. Особенно негативно за последние 5000 лет цивилизации в этом аспекте оценивают культуру затопляемого риса (Ruddiman, 2003), как и переувлажнение земель вообще, ведь с одной стороны, водно-болотные территории – искомый сток CO_2 (Кудеяров, 2018a), но с другой стороны – эмитент CH_4 . Однако сток углерода в болотных экосистемах значительно превалирует над эмиссией метана в атмосферу. Подтверждением тому являются громадные запасы торфов, с возрастом углерода в них до 10–12 тыс. лет.

Не менее важно для адекватной оценки перспективы производства и использования энергии в биосфере иметь в виду надежность параметров и ингредиентов, характер и качество моделей водного баланса, климата и других подсистем Земли. Современные модели углеродного баланса и климата весьма далеки от совершенства. Одна и та же модель может дать расчётное потепление климата Земли, но при самом небольшом изменении входных параметров на выходе модели обнаруживается противоположный результат – похолодание климата (Борисенков, Пичугин, 2001; Rothman, 2015).

Количественный учет динамики углерода органического вещества почвы, круговорота питательных веществ является сложной задачей ввиду неопределенности потоков и неустойчивости расчетных параметров (Uselman et al., 2012), причём подход к оценке содержания углерода в почве является неопределенным даже на уровне индикаторов и методов контроля содержания углерода в почве (Laudicina et al., 2013), включая дистанционные методы (Spencer et al., 2012). Методы дистанционного мониторинга и количественной оценки синтеза и переноса органического вещества из почвы в водные системы часто также дают неопределенные оценки (Han et al., 2017; Dunn et al., 2017; Van Zalinge et al., 2017; Thurman, 1985; Batjes, 2016; Hestir et al., 2015). Неконтролируемый перенос воды, минеральных и органических веществ является неблагоприятным следствием стандартного природопользования в различных экосистемах. Именно потому необходимо срочно разработать оптимальные варианты защиты и сбережения почвы (Altieri et al., 2018).

Ввиду сложности проблемы, неустойчивости объекта и несовершенства моделей, данные о балансе углерода следует постоянно уточнять (Kurganova и др., 2010), поскольку результаты расчета цикла углерода, полученные разными авторами и по разным моделям, существенно различаются (Dolman et al., 2012).

РФ обладает самыми большими площадями лесов и болот – основных поглотителей углерода, и является территорией чистого стока атмосферного CO_2 . Это актуально с позиции контроля состояния глобального баланса углерода, особенно в связи с техногенными

выбросами парниковых газов и изменением климата. Имеет место широкий разброс в оценках экосистемного стока CO₂. Это обусловлено преимущественно разнообразием методов оценки резервуаров, источников и стоков парниковых газов. По разным данным, чистый биогенный сток углерода на территории России составляет от 200-300 млн. т С/год до 1 Гт С/год, средняя из более чем 10 оценок – 714±260 млн. т С/год (Кудеяров, 2018a).

Международная инициатива «4 per 1000» (Sustainable Innovation Forum – SIF15), выдвинутая Францией 1 декабря 2015 года на COP 21 (21st Conference of Parties), является многообещающей, поскольку декларирует биологический секвестр углерода в почве (Minasny et al., 2017). Уместно увеличить поток углерода к сухопутным объектам его стока – почва, лес, защищенные лесом земли, водно-болотные угодья (Lal, 2016). Однако лучшие практики управления потоками и пулом углерода в почве не должны быть сосредоточены только на секвестре углерода из атмосферы (Lal, 2008), его необратимом захоронении в недрах (Lee et al., 2010).

Попытка добиться эффекта фиксации углерода посредством декарбонизации исходного сырья биомассы для производства водорода и получения отрицательного баланса выбросов CO₂ (Serrano et al., 2012) обернется избытком водяного пара в атмосфере после сжигания полученного таким путём водорода. Водяной пар является более опасным парниковым газом, чем CO₂.

Следует одновременно стимулировать глобальный баланс углерода и обогащение его биологической фазы. Потенциал технологической устойчивости секвестра и захоронения CO₂ (Balance enrichment of C capture and storage – BECCS) (Fajardy, Dowell, 2017) является усечённым в узких рамках сложившегося стандартного подхода к управлению экосферой. Поэтому возможности BECCS не могут быть реализованы в полном объеме. Неограниченный секвестр углерода из атмосферы может отрицательно повлиять на рост растений, и только тщательный подход к управлению органическим углеродом поможет избежать экологического риска (Wimde, 2018; Vanden Bygaart, 2018), обеспечить надежность оценок роли почвы в повышении продуктивности экосистем на местном и глобальном уровнях.

Пока же опираться на предложения о секвестре углерода путем закачки сжиженного из атмосферы углекислого газа в геологических отложениях, подземных льдах криолитозон (Lal, 2008), размещения недоступного разложению микроорганизмам биочара под слоем почвы (Lee et al., 2010) следует с осторожностью, иначе есть опасность получить преждевременное очередное оледенение, которых в Плейстоцене уже прошло три десятка, а в худшем случае – вообще утратить возможность продолжения жизни на Земле, поскольку она имеет углеродную основу.

Природопользование должно предусматривать компенсацию выбросов CO₂ в атмосферу с использованием кумулятивного потенциала секвестрации углерода почвой, фертигации растений за счет увеличения содержания CO₂ в атмосфере, повышения устойчивости водных систем в условиях изменения климата (Ford et al., 2011; Lal, 2004; Shelby et al., 2011).

Буферная емкость и биодоступность фосфора, калия и микроэлементов обусловлена химическим составом органического вещества почвы и скоростью их оборота в почве, или, если процесс переноса затронул зону аэрации, то и скоростью локального и общего гидрогеологического кругооборота (Helfenstein et al., 2018).

Важную роль в стабилизации и агрегации водно-растворимого органического вещества почвы играют карбонаты (Apesteguía et al., 2016; Virto et al., 2011), которые ингибируют потерю PO₄ из почвы (Qualls et al., 2009). Поэтому важно обеспечить геофизические предпосылки для успешной внутрипочвенной адсорбции углерода органического вещества почвы, фосфора и других питательных веществ, причём с одновременным эффектом ремедиации (Bech et al., 2014).

Согласно мировой статистике, за последние 40 лет на долю минеральных удобрений как компонента биогеохимического цикла приходилось 40 процентов прироста производства продовольствия (FAO, 2011). Минеральные удобрения стали ощутимой антропогенной составляющей глобального биогеохимического цикла биофильных элементов. Последствия нарушений естественных циклов биофильных элементов наиболее ярко проявляются в виде повышения миграционной активности растворимых соединений

азота, эвтрофикации природных вод, эмиссии закиси азота (N_2O) – значимого парникового газа. Нагрузка сельскохозяйственных угодий удобрениями и химическими средствами защиты растений увеличивается (FAO, 2015). Применение азотных удобрений в Западной Европе составляет от 40 кг (Португалия) до 500 кг/га (Нидерланды) (FAOSTAT, 2017).

Внесенные в почву питательные вещества не полностью используются растениями в силу применения устаревших промышленных технологий. В Китае коэффициент использования азотных удобрений под рис, пшеницу и кукурузу составляет 26–28 %, под овощные культуры – менее 20 % (Miao et al., 2011). Из внесенного в почву азота более 50 % в виде растворимых нитратов (NO_3) и газообразных соединений (N_2 , N_2O) загрязняют окружающую среду. В Евросоюзе в результате избыточного использования удобрений накопление азота в почве угрожает устойчивости 70 % природных биосистем (Hettelingh et al., 2008).

Высокопродуктивное товарное сельскохозяйственное производство представляет собой масштабную открытую биогеохимическую систему, на входе которой высокие дозы удобрений, обеспечивающие высокую урожайность культур, на выходе – агрогенные поллютанты, и загрязненная поллютантами товарная продукция, с которой отчуждаются большие объемы внесенных в почву и природных биофильных элементов.

Россия, на первый взгляд (Рисунок 3), находится в выигрышном положении, поскольку затраты удобрений на единицу продукции здесь пока минимальные. Но и объемы получаемой сельскохозяйственной продукции гораздо ниже потенциальных возможностей современных технологий производства продовольствия, что вынуждает страну импортировать продовольственные товары на многие миллиарды долларов США, реально угрожает её продовольственной безопасности.

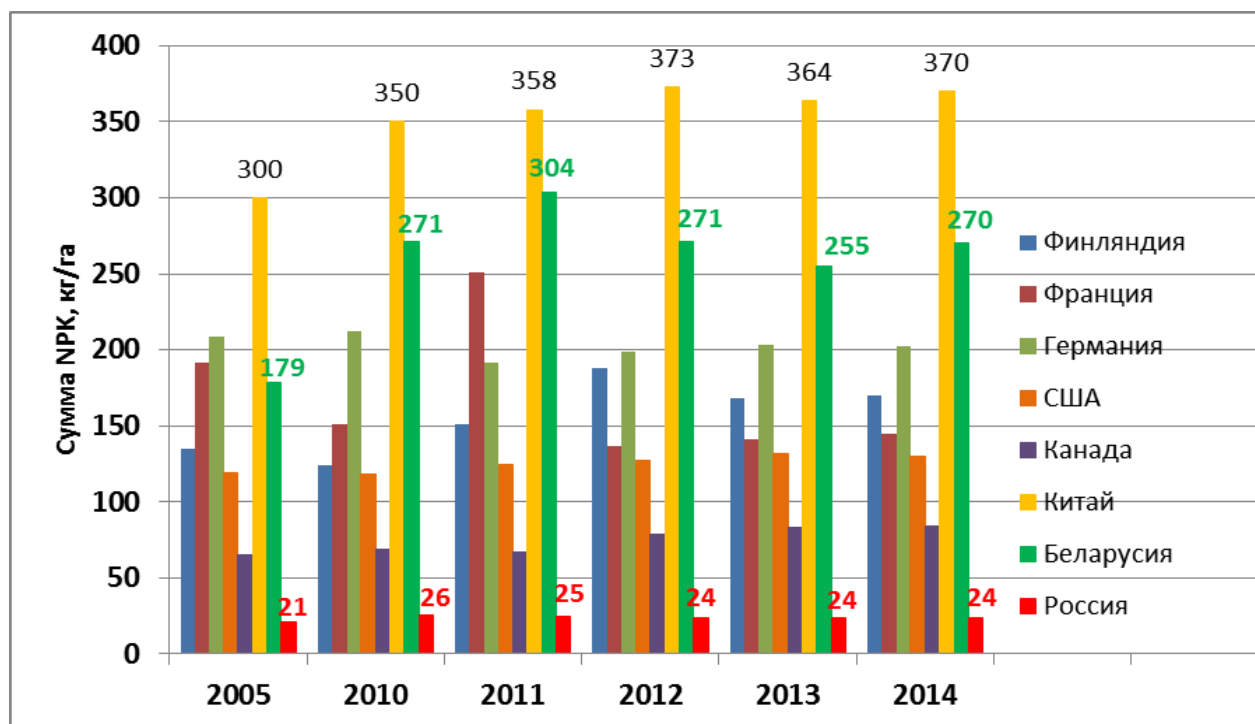


Рис. 3. Сравнительная обеспеченность минеральными удобрениями пахотных угодий России и некоторых стран мира

Тезис о низких затратах удобрений на единицу продукции мы критически переосмыслим ниже на новом уровне понимания природоподобных технологий.

3.1. Баланс питательных веществ в земледелии России

С позиций агрогеохимического цикла питательных элементов в подавляющем большинстве сельскохозяйственных ландшафтов России создается экстремально дефицитный баланс элементов минерального питания растений (Кудяров и др., 2017).

Мы являемся свидетелями уникального положения, когда страна выступает как один из крупнейших в мире производителей и экспортеров минеральных удобрений (Рисунок 4), а в земледелии России применяют ничтожно малое количество удобрений, следствие чего, имея обширные сельскохозяйственные угодья, страна получает одни из самых низких урожаев. Это не удивительно, поскольку получение сельскохозяйственной продукции в России пока производится практически полностью за счет не очень богатого естественного плодородия почв.

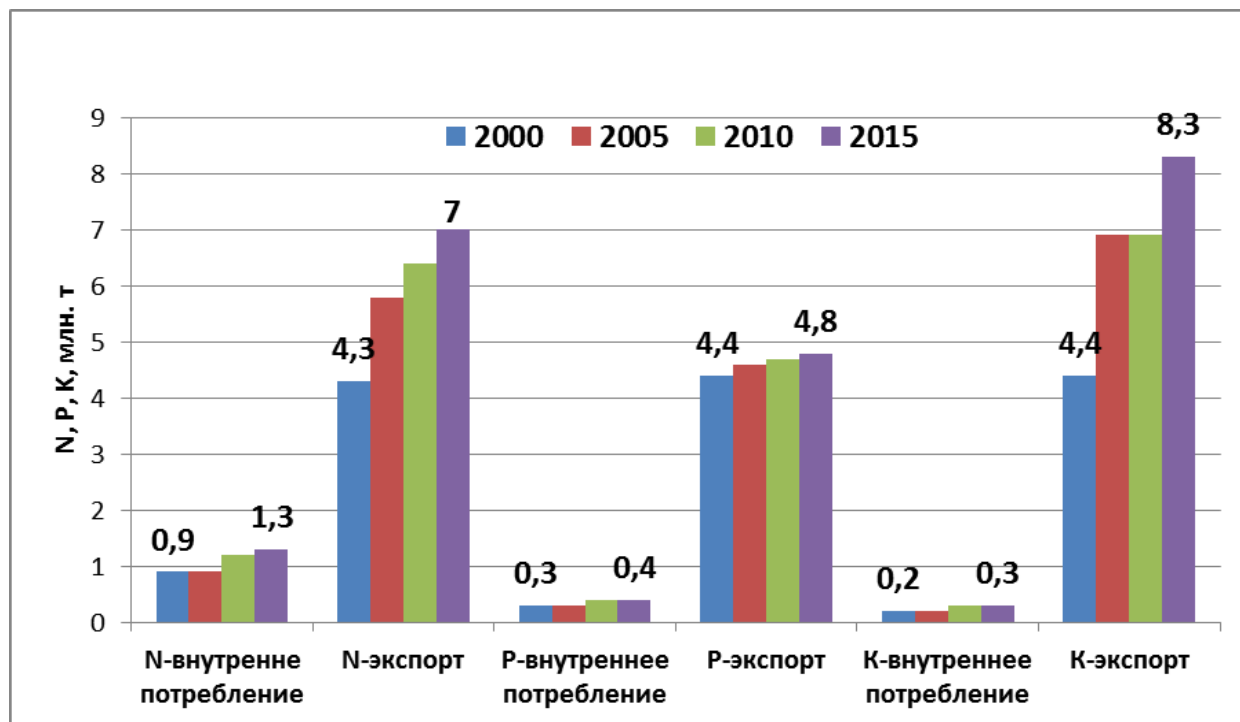


Рис. 4. Соотношение экспорта и внутреннего потребления удобрений в РФ
А – азотные удобрения (N); Б – фосфорные удобрения (P_2O_5); В – калийные удобрения (K_2O). 1 – внутреннее потребление; 2 – экспорт за рубеж

3.1.1. Состояние баланса азота

Практически на всех почвах главным фактором, определяющим продуктивность основных сельскохозяйственных культур, является азот. Среди минеральных удобрений, азотные являются наиболее трансформируемыми в окружающей среде. То есть, с одной стороны, азот интенсивно усваивается растениями, а с другой активно вовлекается почвенными микроорганизмами в трансформационный цикл с участием органического углерода (иммобилизация ↔ минерализация ↔ иммобилизация). В процессе минерализации часть азота покидает почву за счет миграции нитратов с природными водами и уходит за пределы экосистем, а также подвергается денитрификации и улетучивается в атмосферу (N_2 , N_2O). Поэтому азот в почвах практически не накапливается даже в условиях значительного превалирования его поступления над выносом с урожаем. В почвах в результате отчуждения биологической продукции создается дефицит активного органического углерода – основного источника пищи и энергии гетеротрофной микрофлоры и связывания минерального азота в органическую форму. Потери азота из почвы в виде нитратов при использовании органического удобрения выше, чем при минеральной системе удобрения. Для уменьшения выноса азота необходимо уметь управлять его круговоротом.

Кроме азота удобрений, в круговорот вовлекаются и другие источники связанного азота, из которых биологическая фиксация (симбиотическая и несимбиотическая) составляет наибольшую часть. Во всех сельскохозяйственных угодьях Земли за счет биологической азотфиксации в почву поступает около 44 млн. т N ежегодно (FAO, 2015).

Менее значительные количества, чем с удобрениями, в приходной части глобального азотного баланса составляют поступления связанного азота в результате сжигания ископаемого топлива (получение тепловой и электрической энергии, а также транспортные затраты). При сжигании топлива выделяются в основном окислы азота – основные загрязнители нижних слоев атмосферы. Определенная часть $N-NO_x$ выводится из атмосферы с осадками и поступает в почву.

На фоне общемировых данных применения азотных удобрений в земледелии России, с учетом того факта, что культивируемые почвы бедны и деградированы, применение всех видов удобрений, включая азотные, является критическим. За 25-летний период в земледелии России вынос азота с урожаем сельскохозяйственных культур превысил внесение азота со всеми видами удобрений на 63,5 млн. т (814 кг/га) (Рисунок 5).

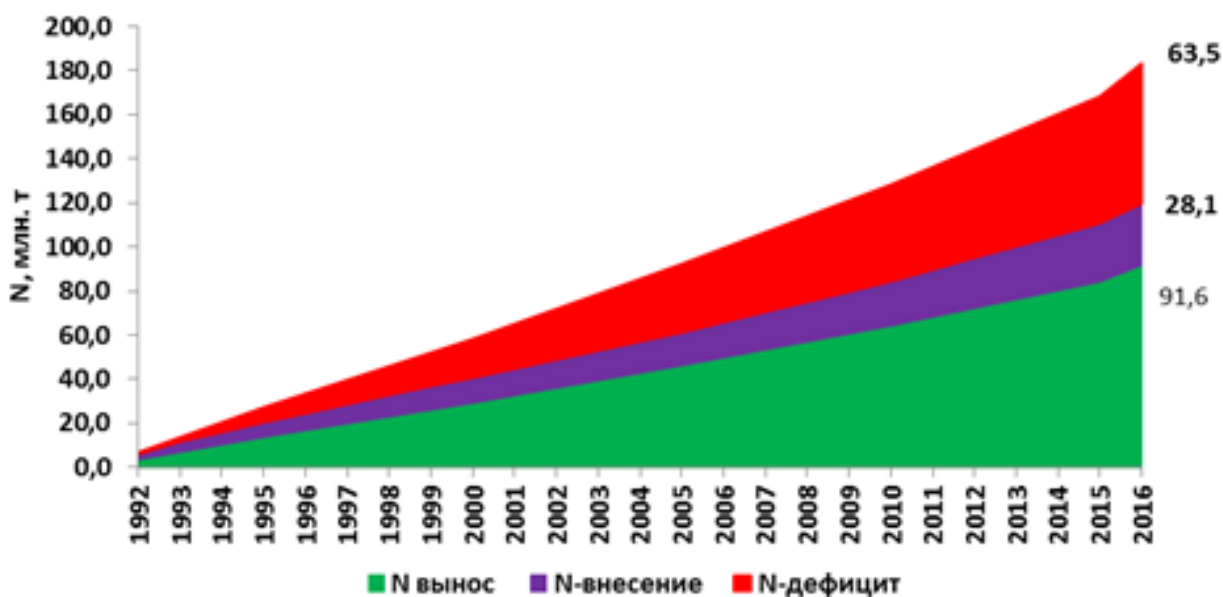


Рис. 5. Баланс азота в земледелии России за 1992–2016 гг. нарастающим итогом (Кудяров, 2018b)

Возможно, реальный дефицит азота в земледелии был несколько меньше, поскольку в почву азот поступал также за счет симбиотической и несимбиотической азотфиксации. К сожалению, такого рода объективные данные в настоящее время практически недоступны как в силу организационных причин – слабое развитие системы мониторинга, так и ввиду высокой миграционной способности азота в биосфере. Наряду с фиксацией атмосферного азота геобионтами, потери азота почвы происходят вследствие денитрификации и вымывания нитратов. Об этом можно судить по данным с мечеными ^{15}N азотными удобрениями: на различных почвах и в разных климатических зонах потери азота только в газообразной форме оценены в 15–25 % от вносимых доз (Кудяров, 2018b). С учетом приведенных фактов можно утверждать, что сельское хозяйство России в настоящее время испытывает острый дефицит азота. Судя по продолжающейся тенденции нарастания этого дефицита, ситуация в обозримой перспективе существенно не изменится.

Недостаток азота в питании растений не может обеспечивать получения полноценного по качеству и количеству урожая сельскохозяйственной продукции. Очевидно, в агроценозах надо создавать условия для оптимизации биологической фиксации, а не просто поставлять азот в почву, откуда он с неблагоприятным эффектом для окружающей среды тут же вымывается в зону аэрации или эмитируется в атмосферу.

3.1.2. Баланс фосфора

Пополнение запасов фосфора в почвах возможно только путем применения фосфатных удобрений и других содержащих фосфор веществ. В России вынос фосфора с

урожаем сельскохозяйственных культур за 25 лет в 3 раза превысил внесение фосфора со всеми видами удобрений (Рисунок 6).

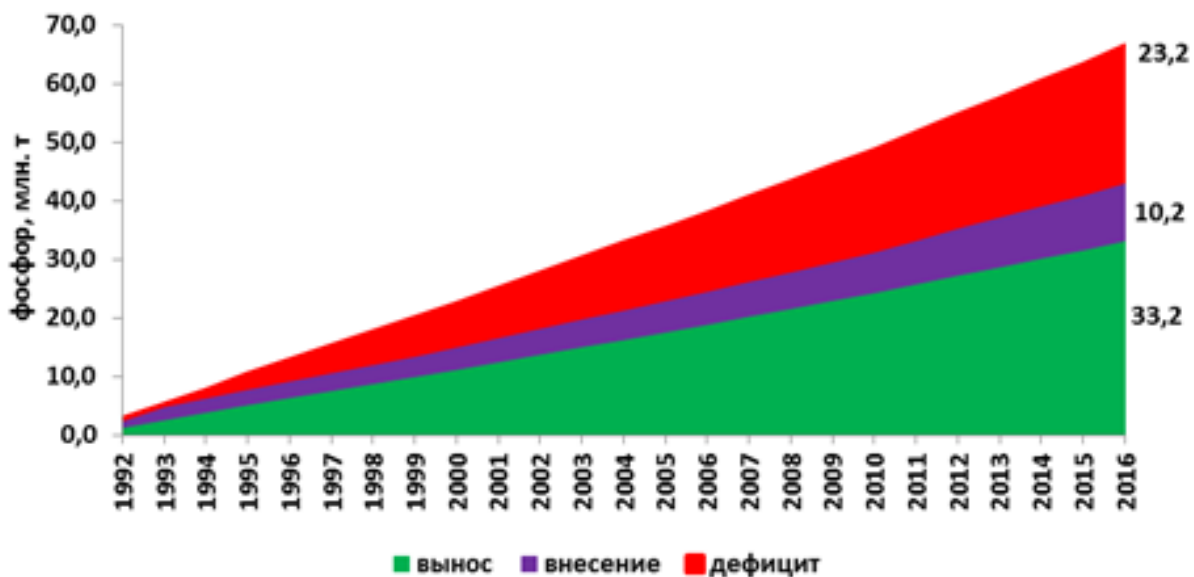


Рис. 6. Баланс фосфора в земледелии России за 1992–2016 гг. нарастающим итогом (Кудеяров, 2018b).

При этом в стране имеется огромный потенциал запасов лучшего в мире по качеству фосфатного сырья – Хибинского апатита, однако более половины выпускаемой в России фосфорсодержащей продукции уходит за рубеж (Госдоклад, 2016). Это абсолютно не оправдано с точки зрения стратегии государственной продовольственной безопасности. Ведь Хибинское месторождение далеко не самое емкое по мировым стандартам, особенно на фоне новых данных о разведанных в мире запасах фосфорного сырья (Lapin, Lyagushkin, 2014). Затраты России на импорт продовольствия гораздо выше, чем выручка от продажи удобрений за рубеж (Госдоклад, 2016).

3.1.3. Баланс калия

Калий является значимым питательным элементом в земледелии России. Возможно, ситуация с калием менее острая, чем с фосфором или азотом, но без применения калийных удобрений нельзя полностью реализовать потенциал эффективности этих биофилов и получить полноценную пищевую сельскохозяйственную продукцию (Рисунок 7). Баланс калия в земледелии страны ухудшается.

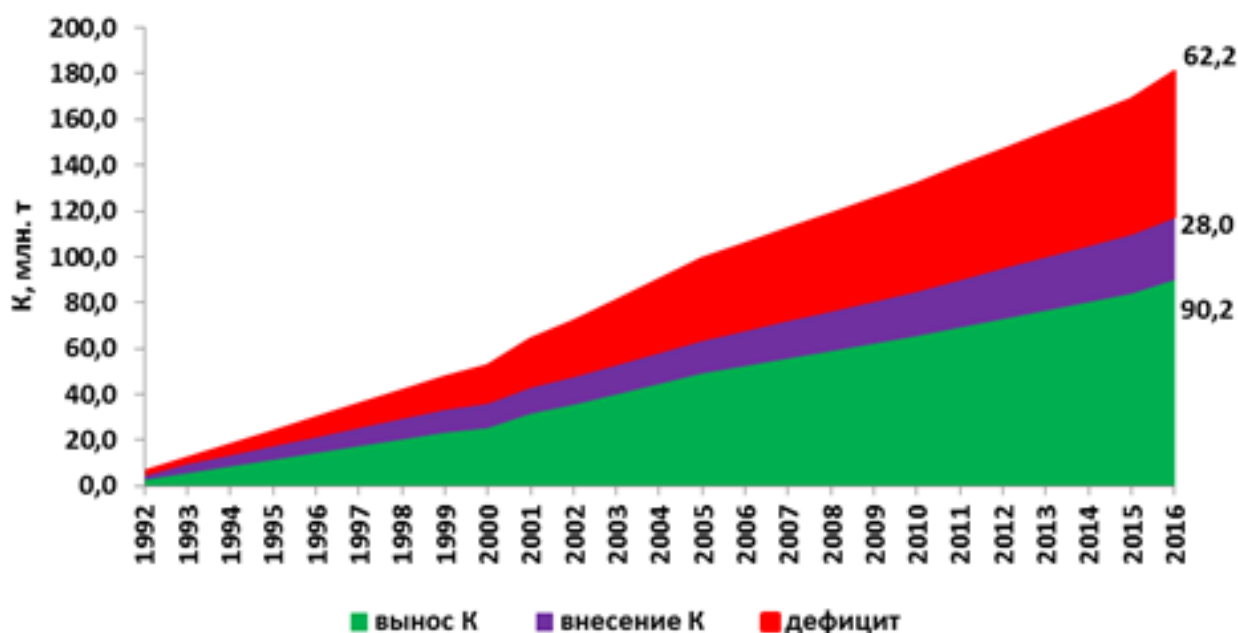


Рис. 7. Баланс калия в земледелии России за 1992–2016 гг. нарастающим итогом (Кудяров, 2018b).

В целом, агрогеохимический баланс основных питательных элементов (NPK) на территории России в настоящее время весьма неблагоприятный, причём сложившаяся ситуация во многом обусловлена избыточным экспортом минеральных удобрений.

4. Управление биогеохимическим циклом биофильных элементов методами биогеоинженерии

Глобальный биогеохимический цикл углерода в составе органического и минерального вещества почвы, фосфор, другие макро- и микроэлементы, модели этого процесса и, особенно новые технологии природопользования чрезвычайно важны для корректного экологического мониторинга и менеджмента экосистем (Van Mansvelt, 2017).

Современное природопользование на устаревших имитационных принципах исключает в эпоху ноосферы коэволюционное развитие человечества, техносферы и биосферы, переход к природоподобным технологиям (Ковальчук и др., 2013; Ковальчук, Нарайкин, 2017). В качестве новой парадигмы развития предложено научно-технологическое направление «биогеоинженерия», в котором разработаны природоподобные алгоритмы, технологии и технические решения, в частности, предложено управление системой агрегатов почвы и биогеохимическим циклом вещества в целях создания природоподобных биогеоинженерных систем с трансцендентальными (т.е. не имеющими прямых аналогов в природе) – свойствами (Glazko, Sister, 2016; Kalinitchenko et al., 2016).

Теория и практика механической обработки почвы ориентированы преимущественно на традиционные рыхлящие устройства. После стандартной мелиоративной трехъярусной вспашки каштаново-солонцового комплекса агрегаты почв представлены преимущественно в виде глыб (иллювиального и переходного горизонтов) размером более 100 мм. Глыбы сохраняются практически в неизменном виде в течение 30 и более лет, оставаясь непроницаемыми для корней культурных растений. В результате седиментации тупиковые поры занимают до 99 % объема порового пространства агрогенной почвы (Korost et al., 2012; Shein et al., 2014a; Shein et al., 2014b).

Геофизическая иерархия почвенно-пористых сред отвечает за текстуру, распределение фракций агрегатного состава и процесс агрегации в почве (Batukaev et al., 2016; Kalinichenko et al., 2014; Shein et al., 2017). Эта иерархия влияет на условия развития растений и геобионтов, на перспективы стабилизации органического вещества, на качество и плодородие почвы, особенно при возмущении почвы механической обработкой.

Разработан принцип мелиорации почвы агроценозов посредством фрезерной обработки её иллювиального горизонта (на глубине 20–45 см), обеспечивающий разрушение крупных почвенных агрегатов (Шаршак и др., 1974). Однократная внутрипочвенная фрезерная обработка обеспечивает получение мелких и средних искусственных агрегатов почвы – комфортного субстрата для приоритетного развития корневой системы растений и обитания геобионтов. Количество агрегатов почвы размером 1–3 мм в слое 20–45 см после стандартной трехъярусной обработки почвы составляло только 10 %, а после внутрипочвенного фрезерования – до 40 %.

В результате внутрипочвенного фрезерования улучшаются физико-химические, технологические и агробиологические параметры почвы, оптимизирован круговорот питательных элементов. Обеспечивается почвенно-биологический секвестр углерода, увеличивается содержание гумуса, в течение длительного периода отмечен рост продуктивности агрокультуры и достигнуты высокие экономические показатели (Kalinichenko et al., 2011; Москаленко и др., 2013).

Внутрипочвенная фрезерная обработка, особенно на уровне новых технических решений (Kalinichenko, 2005; Калиниченко и др., 2014), имеет перспективу как возможность обеспечить обратимый секвестр углерода из атмосферы в биологической фазе почвенного органического вещества и в виде биопродукции, полученной на улучшенной почве. Ввиду увеличения мощности корнеобитаемого слоя почвы и перераспределения агрегатной композиции её структуры в направлении преобладания мелких агрегатов, сокращения количества тупиковых пор улучшается питание растений, особенно фосфором, повышаются коэффициенты использования минеральных и органических удобрений, сокращаются потери биофилов на выщелачивание в зону аэрации.

При внутрипочвенной фрезерной обработке более глубоких слоев почвы усиливается развитие корневой системы, соответственно, увеличивается образование отпада, активизируется минерализация органического вещества, и в результате создаются предпосылки более благоприятного азотного питательного режима. Но ещё только предстоит изучить его составляющие в новых условиях, которые создает внутрипочвенная фрезерная обработка (Мишустин и др., 1974; Умаров, 1986; Умаров и др., 2007).

Немаловажное обстоятельство – один из продуктов трансформации азота в почве – закись азота (N_2O) – значимый парниковый газ (USEPA, 2018). На фоне стандартной агротехники интенсификация его эмиссии более вероятна, чем при внутрипочвенной фрезерной обработке, когда создаётся возможность перевода азота в доступные растениям формы и, вместе с тем, возможность его быстрого усвоения растениями.

Улучшение условий фотосинтеза позволяет повысить продуктивность растений и обеспечить ускоренный круговорот элементов питания.

За счёт оптимизации условий для микрофауны почвы – оптимизации агрегатного состава – повышаются здоровье и продуктивность почвы.

Традиционно на ирригацию расходуют большую часть ресурса пресной воды, причем результатом ирригации является не только потеря воды, но и нанесение вреда геосферам (Гурбанов и др., 2018). Результатом стандартной ирригации являются: а) нарушение и резкое ухудшение гидрологического режим почвы, ландшафта, б) выщелачиваются питательные вещества, в) происходит переувлажнение, вторичное засоление орошаемых земель, г) в результате гравитационно-гидродинамическая флотации твердой фазы наблюдается интенсивное водно-гравитационное переуплотнение почвы (Тогунова и др., 2010). Расход воды на ирригацию в 4–15 раз превышает эмпирическую потребность культивируемых растений. К тому же, применение стандартного метода расчета оросительных норм приводит к завышенному результату, который не соответствует современным представлениям о физике почв (Шеин, 2015; Шеин и др., 2018), избыточному с позиции питания растений, которые потребляют не воду, но содержащиеся в воде питательные вещества.

Современная ирригация характеризуется системным дефектом гидрологического режима почвенного покрова при фронтальной искусственной подаче воды. Дефект состоит в том, что в процессе проведения стандартного полива совмещают фазу подачи воды с фазой её самопроизвольного перераспределения в почве, причем результирующие процессы: перенос воды в ненасыщенной почве, перенос воды в зону аэрации, латеральный перенос

между компонентами структуры почвенного покрова никак не контролируются. Это приводит к неблагоприятным гидрологическим, экологическим и климатическим последствиям (Агальцева и др., 2011; Wood, 2014; Wu et al., 2013).

Предложена новая природоподобная водная стратегия биогеосистемотехники – внутрипочвенная импульсная континуально-дискретная парадигма увлажнения, которая позволяет преодолеть недостатки традиционной ирригации (Kalinichenko, 2010; Kalinichenko et al., 2010). В фазе подачи дозу воду впрыскивают в почву, распределяя её на глубине 10–40 см в цилиндре первичного увлажнения. После этого следует фаза перераспределения влаги капиллярным, пленочным и парообразным переносом, которая продолжается всего нескольких минут вместо нескольких суток при стандартной ирригации. Результирующий термодинамический потенциал воды в увлажненной почве –0.2 МПа, существенно ниже –0.033 МПа наименьшей влагоемкости почвы, являющейся целевой функцией стандартного полива. Потому после стандартного полива почва переувлажнена, и растения находятся в состоянии дискомфорта. Устьичный аппарат растения при этом полностью открыт, поскольку растение откачивает из почвы избыточную воду сквозь свою сосудистую систему. Устьичный аппарат растения при новом способе увлажнения почвы находится в режиме регулирования. При этом растение питается более концентрированным почвенным раствором, что в сравнении со стандартным поливом позволяет существенно снизить затраты энергии на эвапотранспирацию, получение питательных веществ. Оптимизация органогенеза способствует повышению продуктивности растений (Zaitseva et al., 2013). Гидродинамическое воздействие на почвенные механические связи краткосрочное, поэтому структура почвы восстанавливается быстро. Механический каркас сохраняется, внутри него в фазе подсыхания увлажненной почвы возможен синтез новых мелких агрономически ценных агрегатов (Batukaev et al., 2018).

Возрастает устойчивость растений к фитопатогенам вследствие относительно низкой влажности почвы. Исключены потери воды, её негативное избыточное воздействие на почву и агроландшафт – в сравнении с традиционной ирригацией, расход воды на увлажнение почвы снижается в 5–20 раз. Ввиду меньшей подачи воды, растения с поливной водой получают меньше поллютантов и легкорастворимых солей, содержащихся в поливной воде. Улучшается круговорот элементов питания растений, которые не выщелачиваются из почвы как при стандартной ирригации. Ввиду отсутствия переувлажнения почвы и ландшафта исключены крупные недостатки стандартной ирригации – высокий уровень грунтовых вод, неблагоприятное воздействие ирригации на ландшафт и потеря пресной воды. Поскольку переувлажнение почвы и зоны аэрации меньше, сокращается продуцирование CH_4 , а, поскольку обеспечено глубокое залегание грунтовых вод, в почве происходит более надежное окисление CH_4 .

В целом, достигается многократная экономия энергии, финансовых и материальных ресурсов. За счёт применения новой внутрипочвенной импульсной континуально-дискретной водной парадигмы достигается важнейшая возможность – сократить поток в атмосферу самого опасного парникового газа – водяного пара. Ранее это обстоятельство не оценивали, поскольку отсутствовало приемлемое технологическое решение. Коль скоро это решение теперь есть, его многогранные возможности необходимо иметь в виду – в первую очередь, это повышение продуктивности почвы, особенно в засушливых и пустынных условиях. При коэволюции реализуется возможность экспансии биосферы, как в плане повышения её продуктивности, так и посредством использования малопродуктивных земель.

За счет многократного уменьшения нормы расхода воды на увлажнение почвы этот амбициозный план вполне выполним. В нём же заложена новая возможность применения систем опреснения воды. Расширение биосферы – это возможность стабилизировать социум, корректировать климатическую систему, особенно ввиду новых сведений об имевшей место ранее недооценке тесной связи продолжительности оборота углерода с гидрологическим режимом суши и важной роли вклада засушливых территорий в потоки и баланс этого элемента (Carvalhais et al., 2014). Последнее имеет особую глобальную значимость в фокусе открытых принципиально новых возможностей биогеосистемотехники в связи с необходимостью стабилизации климатической системы Земли (Kalinichenko et al., 2017).

Мировая проблема деградации пахотных почв является следствием нерационального землепользования. Почвенный покров аккумулирует питательные вещества, выступает в

роли биологического поглотителя и нейтрализатора загрязняющих веществ. Если это важное составляющее биосферы не будет поддерживаться и рационально использоваться, может наступить глобальный продовольственный и экономический кризис (Кудеяров, 2015).

Стандартное обращение с отходами происходит по принципу «быстрее избавиться» – это открытые свалки, сосредоточенное захоронение, размещение в верхнем слое почвы, сжигание, неполная очистка опасных для биоты жидких бытовых, животноводческих, технических стоков. Это нарушает баланс углерода и многих других химических элементов, биофилов, способствует распространению опасных инфекций (Sazykin et al., 2016; Gorovtsov et al., 2018), техногенных загрязнений (Минкина и др., 2013; Мун и др., 2013).

Рециклинг минеральных и органических отходов в форме агрегатов до 3–5 мм, синтез удобрительных, мелиорирующих субстанций предложено проводить одновременно с внутрипочвенным фрезерованием в слое 20–45 см (30–60) (Калиниченко, 2010; Калиниченко и др., 2013). Это позволяет синтезировать развитую геофизическую систему агрегатов «почва – отходы» как приоритетный субстрат, в котором обеспечен успешный рециклинг разнообразных отходов (Белюченко, 2016; Kalinichenko, Starcev, 2015). Оптимизируются условия развития как полезных аборигенных, так и внесенных в почву одновременно с рециклингом отходов микроорганизмов и ферментов. Оптимизация фосфорного, как и других видов питания растений, более эффективна при глубоком внесении удобрительных веществ. В таком варианте улучшаются условия развития ризосферы и питания растений. В результате повышается биологическая продуктивность агроценоза (Мищенко и др., 2009).

Утилизация опасных биологических отходов (включая боевые), отходов пищевых производств, продуктов пиролиза (включая биочар), отходов газификации по предлагаемой технологии нарушает трофические цепи распространения опасного инокулюма патогенов и фитопатогенов (Калиниченко, Старцев, 2013; Калиниченко и др., 2018). Микроорганизмы-супрессоры в новой развитой на уровне мелких агрегатов почвенной экосистеме эффективно элиминируют патогенную и/или фитопатогенную микробиоту. Фитоиммунный статус почвы повышается, что обеспечивает её биоремедиацию, улучшается фитосанитарный фон.

Внутрипочвенная импульсная континуально-дискретная система внесения вещества в жидкой форме (пульпа, смесь) позволит оптимизировать водопотребление и одновременно питание растений, при этом обеспечивается экологическая, медицинская и ветеринарная безопасность экосистем, удобрительный безопасный для экосферы рециклинг сточных вод, содержащих минеральное (исключая тяжёлые металлы) и органическое вещество. За счет ассоциации ионов в почвенном растворе в условиях относительно низкого термодинамического потенциала воды, новая агрегатная система почвы позволяет усилить биогеохимический барьер «почва – ризосфера» (Endovitsky, 2017; Kalinichenko et al., 2018). Это в свою очередь позволяет минимизировать поступление в растения тяжелых металлов (Bech et al., 2014), достигается высокая биологическая продуктивность и оздоровление почвы (Семенов, 2016; Шеин и др., 2018). Ускорение круговорота углерода и элементов питания следует за расширением их биолого-почвенной фазы (Blagodatskaya et al., 2014), улучшается функционирование ризосферы (Wu et al., 2016).

При открытом хранении навоза и анаэробном разложении органических отходов происходит опасное загрязнение атмосферы N_2O , CH_4 и многими другими соединениями. Но если методами биогеосистемотехники отходы в измельчённом виде направлять внутрь мелко-агрегатного слоя почвы (20–45 см), то достигается переработка продукта сапротрофами, в почве успешно фиксируются удобрительные вещества, в том числе достигается значительная степень трансформации N_2O и CH_4 вместо их эмиссии в атмосферу, которая имеет место при стандартных технологиях. Методы биогеосистемотехники позволяют увеличить емкость биосферы, а также расширить фазу и увеличить объем биологически доступных форм азота, фосфора, калия (Kalinitchenko, 2016).

Внутрипочвенная импульсная континуально-дискретная система внесения биопрепаратов и пестицидов в целях защиты растений позволит усилить действие биопрепаратов на вредные организмы, при этом одновременно достигается безопасность экосферы.

Методы биогеосистемотехники применимы к многолетним плодовым культурам, древесно-кустарниковым насаждениям, обеспечивая лучшую приживаемость, ускоренное

накопление фитомассы, повышение продуктивности, улучшение почвозащитных функций, привлекательный габитус (Kalinichenko, 2015; Kalinichenko et al., 2013; Kalinichenko et al., 2015).

Наконец, методы биогеосистемотехники следует иметь в виду в качестве возможности обеспечить разработку принципиально новых эффективных государственных стратегических программ развития, базирующихся на природоподобных технологиях (Алексеев, 2014).

Чтобы избежать деградации почвы, необходимо постоянно поддерживать гомеостаз её формирования и развития (Blum, Eswaran, 2004). Только новая технология улучшения экосферы позволит ответить на большой вызов BECCS (Fajardy, Dowell, 2017), обеспечить полномасштабный потенциал и устойчивый баланс экосферы в антропоцене (Cuomo, 2017), стабилизировать плодородие и здоровье почвы (Семенов, 2016) и контролировать её эволюцию (Демкин и др., 2012; Лисецкий, Родионова, 2015; Lisetskii et al., 2015).

5. Заключение

Традиционные технологии природопользования не обеспечивают устойчивые биогеохимические циклы биофильных и иных элементов, сохранение биоразнообразия биосферы, устойчивую продуктивность агросферы. В частности, обсуждаемые природоподобные технологии биогеосистемотехники обогащают и делают эти циклы более замкнутыми. Оптимизацию коэволюции биосферы и техносферы обеспечивают: а) внутрипочвенное фрезерование иллювиального горизонта почвы; б) внутрипочвенное импульсное континуально-дискретное увлажнение; в) высокопроизводительный экологичный внутрипочвенный рециклинг органических отходов; д) внутрипочвенное импульсное континуально-дискретное внесение агрохимикатов. Реализация природоподобных технологий в ближайшей перспективе позволит: а) сформировать стартовые условия для почвозащитного ресурсосберегающего земледелия, б) усилить и ускорить круговорот биофильных веществ, образование активной и иных фракций почвенного органического вещества, оптимизировав соотношение анаэробного и аэробного процессов в почвенной экосистеме, в) обеспечить бездефицитный баланс гумуса и обратимый почвенно-биологический секвестр углерода, г) снизить экотоксикантную нагрузку на экосферу, д) перманентно оздоравливать почву и повышать её продуктивность.

Контролируемая коэволюция агросферы позволит успешно реализовать государственные стратегические программы развития природоподобных технологий для повышения качества жизни населения страны. Будут созданы реальные предпосылки для эффективного решения глобальной социально-экологической проблемы – обеспечения производства дополнительного биотоплива, сырья и продовольствия, повышения устойчивости биосферы посредством биологизации земледелия, реализации почвозащитной стратегии и сбережения биоразнообразия.

6. Благодарности

Авторы выражают глубокую признательность Валерию Петровичу Калиниченко за разработку концепции и методологии биогеосистемотехники, за активное участие в критическом обсуждении текста рукописи.

Литература

Агальцева и др., 2011 – Агальцева Н.А., Болгов М.В., Спекторман Т.Ю., Трубецкова М.Д., Чуб. В.Е. (2011). Оценка гидрологических характеристик в бассейне Амударьи в условиях изменения климата // *Метеорология и гидрология*, 10: 58–69.

Акатов, 2013 – Акатов П.В. (2013). Реакция растений на рост концентрации углекислого газа в атмосфере // *Живые и биокосные системы*, 5.

Алексеев, 2014 – Алексеев А.В. (2014). Государственные программы: реальный или номинальный инструмент управления экономикой? // *Экономист*. № 6. С. 20–27.

Белюченко, 2016 – Белюченко И.С. (2016). Применение сложных компостов для повышения плодородия почв // *Экологический вестник Северного Кавказа*, 1: 55–69.

Борисенков, Пичугин, 2001 – Борисенков Е.П., Пичугин Ю.А. (2001), Возможные негативные сценарии динамики биосферы как результат антропогенной деятельности // Доклады академии наук, 378(6): 812–814.

Глаголев и др., 2012 – Глаголев М.В., Филиппов И.В., Клепцова И.Е. (2012) Эмиссия и поглощение метана почвами России / Болота и биосфера: материалы VIII Всероссийской с международным участием научной школы (10–15 сентября 2012 г., Томск). Томск: Изд-во ТГПУ, 2012, С. 32–41.

Глинушкин и др., 2016 – Глинушкин А.П., Соколов М.С., Торопова Е.Ю. (2016). Фитосанитарные и гигиенические требования к здоровой почве. М.: Агрорус. 288 с.

Госдоклад, 2016 – Государственный доклад "О состоянии и использовании минерально-сырьевых ресурсов Российской Федерации в 2015 г. М.: Минприроды и экологии РФ, 2016. С. 267–283. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.mineral.ru>

Гурбанов и др., 2018 – Гурбанов Э.А., Рамазанова Ф.М., Дулямалиева Н.Я., Газиева П.Ч. (2018). Изменение основных показателей плодородия почв при орошении сухих субтропических степей Азербайджанской Республики // *Агрохимия*, 11: 19–26. DOI: 10.1134/S0002188118110054

Демкин и др., 2012 – Демкин В.А., Борисов А.В., Демкина Т.С., Удальцов С.Н. (2012). Эволюция почв и динамика климата степей юго-востока русской равнины в эпохи энеолита и бронзы (IV–II тыс. до н.э.) // *Известия Российской академии наук. Серия географическая*, 1: 46–57.

Добровольский, 2012 – Добровольский Г.В. (2012). Биосфера как оболочка высокой концентрации и разнообразия жизни на планете Земля / Почвы в биосфере и жизни человека. М.: ФГБОУ ВПО МГУЛ. С. 20–34.

Звягинцев и др., 2005 – Звягинцев Д.Г., Бабьева И.Л., Зенова Г.М. (2005). Биология почв. М.: Изд-во МГУ. 455 с.

Калиниченко, 2010 – Калиниченко В.П. (2010). Патент на изобретение RU № 2387115 С2. Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Российской Федерации 27 апреля 2010 г. Устройство для внесения вещества при ротационном внутрипочвенном рыхлении. Патентообладатель ИППЮР. МПК А01В 33/02 (2006.01) А01С 23/00 (2006.01). Заявка № 2008124500/12(029710) от 16.06.2008. Опубликовано 27.04.2010. Бюл. № 12. 6 с.

Калиниченко, 2016 – Калиниченко В.П. (2016). Биogeосистемотехника – инновационный метод управления продуктивностью и здоровьем почвы / В кн.: «Современные проблемы гербологии и оздоровления почв». Материалы Международной научно-практической конференции. 21–23 июня 2016 года. Большие Вязёмы. РАН. С. 246–263.

Калиниченко и др., 2013 – Калиниченко В.П., Ильин В.Б., Ендовицкий А.П., Черненко В.В. (2016). Патент на изобретение RU № 2476055 С2. Способ синтеза вещества внутри тонкодисперсной системы. МПК Кл. А01С 23/00 (2006.01). Заявка № 2011100187/21(000278) от 11.01.2011. Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Российской Федерации 27 февраля 2013 г. Опубликовано 27.02.2013. Бюл. № 6. 7 с.: 2 ил.

Калиниченко и др., 2014 – Калиниченко В.П., Шаршак В.К., Ладан Е.П., Илларионов В.В., Генов Е.Д. (2014). Технические средства внутрипочвенного рыхления с малым тяговым сопротивлением // *Вестник Донского государственного технического университета*, 14(2-77): 151–163. DOI: 10.12737/4467.

Калиниченко и др., 2018 – Калиниченко В.П., Глинушкин А.П., Соколов М.С., Козырев С.Г., Савостьянов А.П., Ильин В.Б. (2018). Комплекс утилизации отхода газификации. МПК С10J 3/06 (2006.01) С10J 3/46 (2006.01) F23B 40/02 (2006.01). Заявка в ФИПС № 2018100555/05(000677) от 13.04.2018.

Калиниченко, Старцев, 2013 – Калиниченко В.П., Старцев В.Ф. (2013). Патент RU 2552076 С1. Способ утилизации боенских отходов. МПК В09С 1/00 (2006.01) В09В 3/00 (2006.01) С09F 1/00 (2006.01) С08L 89/04 (2006/01). Заявка № 2013154612/17(085276) от 9.12.2013. Опубликовано 10.06.2015. Бюл № 16. 9. с.: 1 ил.

Ковальчук и др., 2013 – Ковальчук М.В., Нарайкин О.С., Яцишина Е.Б. (2013). Конвергенция наук и технологий – новый этап научно-технического развития // *Вопросы философии*, 3: 3–11.

Ковальчук, Нарайкин, 2017 – Ковальчук М.В., Нарайкин О.С. (2017). Природоподобные технологии – новые возможности и новые угрозы // *Индекс безопасности*, 22: 103–108.

Колесников и др., 2013 – Колесников С.И., Ярославцев М.В., Спивакова Н.А., Казеев К.Ш. (2013). Сравнительная оценка устойчивости биологических свойств черноземов Юга России к загрязнению Cr, Cu, Ni, Pb в модельном эксперименте // *Почвоведение*, 2: 195.

Кудеяров, 2015 – Кудеяров В.Н. (2015). Оценка питательной деградации пахотных почв России // *Вестник Российской академии наук*, 85(9): 771.

Кудеяров и др., 2017 – Кудеяров В.Н., Соколов М.С., Глинушкин А.П. (2017). Современное состояние почв агроценозов России, меры по их оздоровлению и рациональному использованию // *Агрехимия*, 6: 3–11.

Кудеяров, 2018a – Кудеяров В.Н. (2018). Углеродный баланс наземных экосистем на территории России к 25-летию принятия рамочной конвенции ООН об изменении климата // *Вестник Российской академии наук*, 88(2): 179–183.

Кудеяров, 2018b – Кудеяров В.Н. (2018). Баланс азота, фосфора и калия в земледелии России // *Агрехимия*, 10: 3–11. DOI: 10.1134/S0002188118100101

Лисецкий, Родионова, 2015 – Лисецкий Ф.Н., Родионова М.Е. (2015). Изменение почв сухой степи в результате многовековых агрогенных воздействий (в окрестностях античной Ольвии) // *Почвоведение*, 4: 397.

Минкина и др., 2013 – Минкина Т.М., Манджиева С.С., Федоров Ю.А., Сушкова С.Н., Бурачевская М.В., Невидомская Д.Г., Антоненко Е.М., Калинин В.П., Ендовицкий А.П., Ильин В.Б., Черненко В.В., Бакоев С.Ю. (2013). Патент RU № 2521362 С2. Способ оценки степени деградации техноландшафта при химическом загрязнении. МПК С01В (2006.01), Е02В13/00, G01N33/24. Зарегистрировано в Государственном реестре изобретений Российской Федерации 30 апреля 2014 г. Заявка № 2012101597/20(002163) от 17.01.12. Опубликовано 27.06.2014. Бюл. № 18. 7 с.

Мишустин, Емцев, 1074 – Мишустин Е.Н., Емцев В.Т. Почвенные азотфиксирующие бактерии рода *Clostridium*. М.: Наука, 1974. 251 с.

Мищенко и др., 2009 – Мищенко Н.А., Громыко Е.В., Калинин В.П., Черненко В.В., Ларин С.В. (2009). Эколого-рекреационный рециклинг фосфогипса в черноземе на примере Краснодарского края // *Плодородие*, 6: 25–26.

Москаленко и др., 2013 – Москаленко А.П., Калинин В.П., Овчинников В.Н., Москаленко С.А., Губачев В.А. (2013). Биogeосистемотехника – основа практики экологической политики и экологической экономики // *Экономика и предпринимательство*, 12–3 (41–3). С. 160–165.

Мун и др., 2013 – Мун С.А., Ларин С.А., Глушков А.Н. (2013). Влияние добычи угля на загрязнение атмосферы и заболеваемость раком легкого в Кемеровской области // *Современные проблемы науки и образования*, 1.

Семенов, 2016 – Семенов А.М. (2016). Здоровье почвы – новая характеристика в познании почвенных экосистем: методы определения, диагностика, реабилитация. *Научная жизнь*, 1: 146–161.

Семенов, Соколов, 2016 – Семенов А.М., Соколов М.С. (2016). Концепция здоровья почвы: фундаментально-прикладные аспекты обоснования критериев оценки // *Агрехимия*. 1: 3–16.

Соколов, 2013 – Соколов М.С. (2013). В.И. Вернадский и его биосферология // *Биосфера*, 5(1): 9–20.

Соколов, Глазко, 2015 – Соколов М.С., Глазко В.И. (2015). Минимизация негативных социально-экологических последствий техногенеза в агрофере России // *Агрехимия*, 3: 3–9.

Соколов и др., 2010 – Соколов М.С., Дородных Ю.Л., Марченко А.И. (2010). Здоровая почва как необходимое условие жизни человека // *Почвоведение*, 7: 858–856.

Соколов и др., 2015 – Соколов М.С., Глинушкин А.П., Торопова Е.Ю. (2015). Средообразующие функции здоровой почвы – фитосанитарные и социальные аспекты // *Агрехимия*, 8: 81–94.

Соколов и др., 2018 – Соколов М.С., Спиридонов Ю.Я., Калинин В.П., Глинушкин А.П. (2018). Управляемая коэволюция педосферы – реальная биосферная

стратегия XXI века (вклад в развитие ноосферных идей В.И. Вернадского). *Агрoхимия*, 11: 3–18. DOI: 10.1134/S0002188118110091

Топунова и др., 2010 – Топунова И.В., Приходько В.Е., Соколова Т.А. (2010). Влияние орошения на содержание и минералогический состав илистой фракции черноземов Ростовской области (Багаевско-садковская оросительная система) // *Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение*, 1: 3–10.

Умаров, 1986 – Умаров М.М. (1986). Ассоциативная азотфиксация. Издательство: МГУ, 136 с. [Электронный ресурс]. URL: <https://www.twirpx.com/file/1222654/>

Умаров и др., 2007 – Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. (2007). Микробиологическая трансформация азота в почве. Издательство: ГЕОС, 138 с. ISBN: 5891183157

Шаршак и др., 1974 – Шаршак В.К., Москвичев Н.Н., Ладан Е.П., Геве Е.Д., Слюсарев В.С. (1974). Комбинированное почвообрабатывающее орудие. А.с. СССР № 442760. А01В 49/00, А01В 33/10. Заявка 1855058/30-15 от 11.12.72. Б.И. № 34. 15.09.74.

Шеин, 2015 – Шеин Е.В. (2015). Математические физически обоснованные модели в почвоведении: история развития, современное состояние проблемы и перспективы (аналитический обзор) // *Почвоведение*, 7: 816.

Шеин и др., 2018 – Шеин Е.В., Белик А.А., Кокорева А.А., Колупаева В.Н. (2018). Количественная оценка неоднородности потоков веществ по параметру “шаг смешения” для математических моделей миграции пестицидов в почвах // *Почвоведение*, 7: 852–858. DOI: 10.1134/S0032180X18070080

Яблоков и др., 2015 – Яблоков А.В., Левченко В.Ф., Керженцев А.С. (2015). Очерки биосферологии. 1. Выход есть: переход к управляемой эволюции биосферы // *Philosophy & Cosmology*, 14: 92–118.

Altieri et al., 2018 – Altieri V., De Franco S., Lombardi F., Marziliano P.A., Menguzzato G., Porto P. (2018). The role of silvicultural systems and forest types in preventing soil erosion processes in mountain forests: a methodological approach using cesium-137 measurements // *Journal of Soils & Sediments*, 18: 3378. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1957-8>

Ananyeva et al., 2016 – Ananyeva N.D., Rogovaya S.V., Ivashchenko K.V., Vasenev V.I., Sarzhanov D.A., Ryzhkov O.V., Kudayarov V.N. (2016). Carbon dioxide emission and soil microbial respiration activity of chernozems under anthropogenic transformation of terrestrial ecosystems // *Eurasian Soil Science*, 5: 146.

Apestequí et al., 2016 – Apestequí M., Virto I., Plante A. (2016). Role of carbonates in soil organic matter stabilization in agricultural Mediterranean soils // *Geophysical Research Abstracts*, EGU2016–17677.

Arnold, 2014 – Arnold T. (2014). Policy considerations for food and nutrition security towards 2050 // 248th ACS National Meeting & Exposition. 13TH IUPAC International Congress of Pesticide Chemistry. Crop, Environment, and Public Health Protection. Technologies for a Changing World. Co-sponsored by IUPAC and ACS-AGRO. August 10-14, 2014. San Francisco, California, USA. Abstracts. AGRO 143. P. 217.

Atmospheric Methane, 2018 – Atmospheric Methane: Sources, Sinks, and Role in Global Change / Edited: M.A.K. Khalil. NATO ASI Series. Series I // *Environmental global change*, 13. DOI: 10.1007/978-3-642-84605-2 (date of access 2018-12-07).

Barron-Gafford et al., 2005 – Barron-Gafford G., Grieve K., Biel K., Martens D., McLain J.E.T., Kudayarov V., Lipson D., Murthy R. (2005). Growth of Eastern cottonwoods (*Populus deltoides*) in elevated [CO₂] stimulates stand-level respiration and rhizodeposition of carbohydrates, accelerates soil nutrient depletion, yet stimulates above- and belowground biomass production // *Global Change Biology*, 11(8): 1220–1233.

Batjes, 2016 – Batjes N.H. (2016). Harmonised soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks // *Geoderma*, 269: 61–8. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.01.034

Batukaev et al., 2016 – Batukaev A.A., Endovitsky A.P., Andreev A.G., Kalinichenko V.P., Minkina T.M., Dikaev Z.S., Mandzhiyeva S.S., Sushkova S.N. (2016). Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*, 7(2): 415–23. DOI: 10.5194/se-7-415-2016

- Batukaev et al., 2018** – Batukaev A.A., Kalinichenko V.P., Rykhlik A.E., Palaeva D.O. (2018). Intra-Soil Pulse Continuum-Discrete Moistening for Soil and Water Preservation // *Advances in Engineering Research*, 151: 905-911. Atlantis Press.
- Bech et al., 2014** – Bech J., Korobova E., Abreu M., Bini C., Chon H.T., Pérez-Sirvent C. (2014). Soil pollution and reclamation // *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 77-9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.11.001>
- Blagodatskaya et al., 2014** – Blagodatskaya E., Kuzyakov Y., Blagodatsky S., Anderson T.-H. (2014). Microbial Growth and Carbon Use Efficiency in the Rhizosphere and Root-free soil // *PLoS ONE*, 9(4): e93282.
- Bloem et al., 2006** – Microbiological Methods for Assessing Soil Quality / Ed. by J. Bloem, D.W. Hopkins, A. Benedetti. CAB Publishing UK, USA, 2006. 301 p.
- Blum, Eswaran 2004** – Blum W.E.H., Eswaran H. (2004). Editorial: soils and sediments in the anthropocene // *Journal of Soils & Sediments*, 4: 71. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02991046>
- Bohle, 2017** – Bohle M. (2017). Ideal-Type Narratives for Engineering a Human Niche // *Geosciences*, 7(1): 18. DOI: 10.3390/geosciences7010018
- Bohle, Erle, 2017** – Bohle M., Erle E.C. (2017). Furthering Ethical Requirements for Applied Earth Science // *Annals of Geophysics*, 60(7). DOI: 10.4401/ag-7401
- Burns et al., 2006** – Burns R.G., Nannipieri P., Benedetti A., Hopkins D.W. (2006). Defining Soil Quality, *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*, J. Bloem, D. W. Hopkins, and A. Benedetti (Eds.) CAB Publishing. UK. USA, pp. 15-22.
- Carmichael et al., 2014** – Carmichael M.J., Bernhardt E.S., Bräuer S.L., Smith W.K. (2014). The role of vegetation in methane flux to the atmosphere: should vegetation be included as a distinct category in the global methane budget? // *Biogeochemistry*, 119 (1): 1-24. DOI: 10.1007/s10533-014-9974-1
- Carvalhais et al., 2014** – Carvalhais N., Forkel M., Khomik M., Bellarby J., Jung M., Migliavacca M., Mu M., Saatchi S., Santoro M., Thurner M., Weber U., Ahrens B., Beer C., Cescatti A., Randerson J.T. & Reichstein M. (2014), Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems // *Nature*, 514(7521): 213-217. DOI: 10.1038/nature13731
- Cheshko et al., 2014** – Cheshko V.T., Ivanitskaya L.V., Kosova Yu.V. (2014). Configuration of Stable Evolutionary Strategy of Homo Sapiens and Evolutionary Risks of Technological Civilization (the Conceptual Model Essay) // *Biogeosystem Technique*, 1(1): 58-68.
- Cuomo, 2017** – Cuomo C.J. (2017), Against the Idea of an Anthropocene Epoch: Ethical, Political and Scientific Concerns // *Biogeosystem Technique*, 4(1): 4-8. DOI: 10.13187/bgt.2017.1.4
- Dolman et al., 2012** – Dolman A.J., Shvidenko A., Schepaschenko D., Ciais P., Tchepakova N., Chen T., van der Molen M.K., Beletti Marchesini L., Maximov T.C., Maksyutov S., Schulze E.-D. (2012). An estimate of the terrestrial carbon budget of Russia using inventory-based, eddy covariance and inversion methods // *Biogeosciences*, 9: 5323-5340. DOI: 10.5194/bg-9-5323-2012
- Dunn et al., 2017** – Dunn R.J.H., Willett K.M., Ciavarella A., Stott P.A. (2017). Comparison of land surface humidity between observations and CMIP5 models // *Earth System Dynamics*, 8: 719-47. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-719-2017
- Endovitsky, 2017** – Endovitsky A.P., Batukaev A.A., Minkina T.M., Kalinitchenko V.P., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N., Mischenko N.A., Bakoyev S.Y., Zarmaev A.A., Jusupov V.U. (2017). Ions association in soil solution as the cause of lead mobility and availability after application of phosphogypsum to chernozem // *Journal of Geochemical Exploration*, 182(B): 185-192. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.018>
- Fajardy, Dowell, 2017** – Fajardy M., Dowell N.M. (2017). Can BECCS deliver sustainable and resource efficient negative emissions? // *Energy & Environmental Science*, 10: 1389-1426. DOI: 10.1039/C7EE00465F
- FAO, 2011** – Save and Grow (2011). A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production. Rome: FAO. 116 p.
- FAO, 2015** – Soils are endangered, but the degradation can be rolled back 4 December 2015, FAO, Rome. [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/news/story/ru/item/357227/icode>
- FAO, 2015** – World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome: FAO, 2015. 66 p.

- FAOSTAT, 2017** – FAOSTAT – 2017. [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/faostat/ru/#data/GL>
- FAO SOILS PORTAL, 2018** – FAO SOILS PORTAL [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/global-soil-health/en/> (date of access 2018-12-07).
- Ford et al., 2011** – Ford C.R., Laseter S.H., Swank W.T., Vose J.M. (2011). Can forest management be used to sustain water-based ecosystem services in the face of climate change? // *Ecological Applications*, 21(6): 2049–67. DOI: doi.org/10.1890/10-2246.1
- Garratt et al., 2018** – Garratt M.P.D., Bommarco R., Kleijn D., Martin E., Mortimer S.R., Redlich S., Senapathi D., Steffan-Dewenter I., Świtek S., Takács V., van Gils S., van der Putten W.H., Potts S.G. (2018). Enhancing Soil Organic Matter as a Route to the Ecological Intensification of European Arable Systems // *Ecosystems*, 21(7): 1404–15. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0228-2>
- Ghannoum et al., 2000** – Ghannoum O., von Caemmerer S., Ziska L.H., Conroy J.P. (2000). The growth response of C₄ plants to rising atmospheric CO₂ partial pressure: a reassessment // *Plant, Cell and Environment* 23: 931–942. [Electronic resource]. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-3040.2000.00609.x/pdf> (date of access 2018-12-07).
- Glazko, Glazko, 2015** – Glazko V.I., Glazko T.T. (2015). Conflicts of Biosphere and Agroecosystems // *International Journal of Environmental Problems*, 1(1): 4–16.
- Glazko, Sister, 2016** – Glazko V.I., Sister V.G. (2016). Biogeosystem technique as a method to attenuate the conflict between bio-, agri- and techno- spheres // *ISJ Theoretical & Applied Science*, 04(36): 46–68.
- Gong et al., 2018** – Gong J., Wang B., Jia X., Feng W., Zha T., Kellomäki S., Peltola H. (2018). Modelling the diurnal and seasonal dynamics of soil CO₂ exchange in a semiarid ecosystem with high plant–interspace heterogeneity // *Biogeosciences*, 15: 115–36. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-115-2018
- Gorovtsov et al., 2018** – Gorovtsov A.V., Sazykin I.S., Sazykina M.A. (2018). The influence of heavy metals, polyaromatic hydrocarbons, and polychlorinated biphenyls pollution on the development of antibiotic resistance in soils // *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10): 9283–9292.
- Han et al., 2017** – Han P., Zeng N., Zhao F., Lin X. (2017). Estimating global cropland production from 1961 to 2010 // *Earth System Dynamics*, 8: 875–87. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-875-2017
- Helfenstein et al., 2018** – Helfenstein J., Jegminat J., McLaren T.I., Frossard E. (2018). Soil solution phosphorus turnover: derivation, interpretation, and insights from a global compilation of isotope exchange kinetic studies // *Biogeosciences*, 15: 105–14. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-105-2018
- Hering, 2018** – Hering J.G. (2018). Implementation Science for the Environment // *Environmental Science Technology*, 52(10): 5555–5560. DOI: 10.1021/acs.est.8b00874
- Hestir et al., 2015** – Hestir E.L., Brando V., Campbell G., Dekker A., Malthus T. (2015). The relationship between dissolved organic matter absorption and dissolved organic carbon in reservoirs along a temperate to tropical gradient // *Remote Sensing of Environment*, 156: 395–402. DOI: doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.022
- Hetteling et al., 2008** – Critical load, dynamic modeling and impact assessment in Europe: CCE Status Report (2008). Eds. Hetteling J.P., Slootweg J., Posch M. 234 p.
- Hicklenton, Jolliffe, 1978** – Hicklenton P.R. and Jolliffe P.A. (1978). Effects of greenhouse CO₂ enrichment on the yield and photosynthetic physiology of tomato plants // *Can. J. Plant Sci.*, 58: 801–817.
- Hileman, 2005** – Hileman B. (2005). Ice Core Record Extended. Analyses of trapped air show current CO₂ at highest level in 650,000 years // *Chemical & Engineering news*, 83(48): 7. [Electronic resource]. URL: <http://pubs.acs.org/cen/news/83/i48/8348notw1.html>
- Kaiser et al., 2002** – Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., Zech W. (2002). The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil // *Organic Geochemistry*, 33(3): 307–18. DOI: doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00162-0

[Kalbitz, 2001](#) – *Kalbitz K.* (2001). Properties of organic matter in soil solution in a German fen area as dependent on land use and depth // *Geoderma*, 104: 203–14. DOI: doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00081-7

[Kalinichenko, 2005](#) – Rotating cultivator for under-humus soil layer. The international Bureau of WIPO. Geneva. Switzerland. Patent cooperation treaty WO 2005/099427 A1. International application: PCT RU/2005/000195. Classification of subject matter: A01B 13/08, 13/16, 49/02. International filing date: 15 April 2005 (15.04.2005). International publication date: 27 October 2005 (27.10.2005). Priority date: 2004111564 16 April 2004 (16.04.2004) RU. Applicant: Institut Plodorodiya Pochv Uga Rossii (IPPYUR). Inventor: Kalinichenko Valery P.

[Kalinichenko, 2010](#) – *Kalinichenko V.P.* Patent RU № 2386243 C1. Method of intra-soil pulse discrete watering. IPC A01G 25/06 (2006.01) A01S 23/02 (2006.01). Patentee Kalinichenko V.P. Application number 2009102490 on 16.01.09 . Published on 20.04.2010. Bull. No. 11. 9 p: 4 fig.

[Kalinichenko, 2015](#) – *Kalinichenko V.* (2015). Creating soil supply systems and irrigation methods for botanical gardens on the method of Biogeosystem Technique / The role of botanic gardens in the conservation and monitoring of biodiversity. The collection of materials of the International scientific conference devoted to the 100th anniversary of the Southern Federal University. 27-30 May 2015 Rostov-on-Don: Southern Federal University Publishing House, pp. 50–54.

[Kalinitchenko, 2016](#) – *Kalinitchenko V.P.* (2016). Optimizing the Matter Flow in Biosphere and the Climate of the Earth at the Stage of Technogenesis by Methods of Biogeosystem Technique (Problem-Analytical Review) // *International Journal of Environmental Problems*, 2(4): 99–130. DOI: 10.13187/ijep.2016.4.99

[Kalinitchenko, 2017](#) – *Kalinitchenko V.P.* (2017). Renewal of Energy and Life in the Biosphere // *European Journal of Renewable Energy*, 2(1): 3–28. DOI: 10.1318.7/ejore.2017.1.3.

[Kalinichenko et al., 2010](#) – *Kalinitchenko V., Batukaev A., Minkina T., Solntseva N., Skoupen A., Zarmaev A., Jusupov V., Lohmanova O.* (2014). Biogeosystem technique – the fundamental base of modern Water Policy and Management // *Geophysical Research Abstracts*, EGU General Assembly 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17014, Vienna.

[Kalinichenko et al., 2011](#) – *Kalinichenko V.P., Sharshak V.K., Bezuglova O.S., Ladan E.P., Genev E.D., Illarionov V.V., Zinchenko V.E., Morkovskoi N.A., Chernenko V.V., and Il'ina L.P.* (2011). Changes in the Soils of Solonetzic Associations in 30 Years after Their Reclamation with the Use of Moldboard Plowing, Deep Tillage with a Three-Tier Plow, and Deep Rotary Tillage // *Eurasian Soil Science*, 44(8): 927–938. DOI: 10.1134/S1064229311080060

[Kalinichenko et al., 2013](#) – *Kalinichenko V.P., Batukaev A.A., Zarmaev A.A., Chulkov V.V., Mamilov B.B., Chernenko V.V., Lohmanova O.I.* (2013). Patent RU № 2498550 C2. Method of trees planting. IPC A01B 79/ 02. Application number 2012102879 (004261) from 27.01.2012. Published on 20.11.2013. Bull. No. 32. 4 p: fig.

[Kalinichenko et al., 2014](#) – *Kalinichenko, V.P., Sharshak, V.K., Mironchenko, S.F., Chernenko, V.V., Ladan, E. P., Genev, E.D., Illarionov, V.V., Udalov, A.V., Udalov, V.V., Kippel, E.V.* (2014). Changes in the properties of soils in a solonetz soil complex thirty years after reclamation // *Eurasian Soil Science*, 47(4): 319–333. DOI: 10.1134/S1064229314040024

[Kalinichenko et al., 2015](#) – *Kalinitchenko V.P., Zarmaev A.A., Minkina T.M., Startsev V.F., Usupov V.U.* (2015). Implementation of the Principals of Geoethics to Technologies of Biosphere by Biogeosystem Technique // Role of botanic gardens in the conservation and monitoring of biodiversity. The collection of materials of the International scientific conference devoted to the 100th anniversary of the Southern Federal University. 27-30 May 2015 Rostov-on-Don: Southern Federal University Publishing House, pp. 452–456.

[Kalinitchenko et al., 2016](#) – *Kalinitchenko V., Batukaev A., Zarmaev A., Startsev V., Chernenko V., Dikaev Z., Sushkova S.* (2016). Biogeosystem technique as the way to certainty of soil, hydrosphere, environment and climate // *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18, EGU2016-3419 EGU General Assembly. Vienna.

[Kalinitchenko et al., 2017](#) – *Kalinitchenko V., Batukaev A., Batukaev M., and Minkina T.* (2017). Biogeosystem Technique as a method to correct the climate // *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 19, EGU2017-2540, EGU General Assembly, Vienna, 23 – 28 April 2017.

[Kalinichenko et al., 2018](#) – Kalinichenko V.P., Glinushkin A.P., Sokolov M.S., Zinchenko V.E., Minkina T.M., Mandzhiyeva S.S., Sushkova S.N., Makarenkov D.A., Bakoyev S.Y., Il'ina L.P. (2018). Impact of soil organic matter on calcium carbonate equilibrium and forms of Pb in water extracts from Kastanozem complex // *J Soils & Sediments*, September: 1(12). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2123-z>

[Kalinichenko, Starcev, 2015](#) – Kalinichenko V.P., Starcev V.F. (2015). Recycling of Poultry Litter by Method of Biogeosystem Technique // *International Journal of Environmental Problems*, 1: 17–48.

[Kalinina et al., 2015](#) – Kalinina O., Giani L., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Chertov O., Barmin A.N. (2015). Self-restoration of post-agrogenic soils of calcisol-solonetz complex: soil development, carbon stock dynamics of carbon pools // *Geoderma*, 237: 117–128.

[Korost et al., 2012](#) – Korost D.V., Gerke K.M., Skvortsova E.B. (2012). Exploration soil structure by X-ray tomography: examples of Russian soil and prospects of the method / *Proceedings of the VI Congress of the Soil Science Society of VV Dokuchaev*. Petrozavodsk-Moscow, 13–18 August 2012. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center RAS

[Kudeyarov, 2015](#) – Kudeyarov V.N. (2015). Current state of the carbon budget and the capacity of Russian soils for carbon sequestration // *Eurasian Soil Science*, 48(9): 923–933. DOI:10.1134/S1064229315090070

[Kurganova et al., 2010](#) – Kurganova I.N., Kudeyarov V.N., Lopes De Gerenyu V.O. (2010). Updated estimate of carbon balance on Russian territory // *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 62(5): 497–505.

[Lal, 2004](#) – Lal R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change // *Geoderma*, 123(1): 1–22. DOI: doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032

[Lal, 2008](#) – Lal R. (2008). Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbonpools // *Energy & Environmental Science*, 1: 86–100. DOI: 10.1039/B809492F

[Lapin, Lyagushkin, 2014](#) – Lapin A.V., Lyagushkin A.P. (2014), The Kovdor apatite-francolite deposit as a prospective source of phosphate ore // *Geology of Ore Deposits*, 56(1): 61–80. [Electronic resource]. URL: <http://link.springer.com/article/10.1134%2FS1075701513060056>

[Laudicina et al., 2013](#) – Laudicina V.A., Palazzolo E., Badalucco L. (2013). Natural Organic Compounds in Soil Solution: Potential Role as Soil Quality Indicators // *Current Organic Chemistry*, 17(24): 2991–97. DOI: 10.2174/13852728113179990120

[Le et al., 2011](#) – Le Phong V.V., Praveen Kumar, and Darren T. Drewry (2011). Implications for the hydrologic cycle under climate change due to the expansion of bioenergy crops in the Midwestern United States // *PNAS*, 108(37): 15085–15090. DOI: 10.1073/pnas.1107177108

[Lee et al., 2010](#) – Lee J.W., Hawkins B., Day D.M., and Reicosky D.C. (2010). Sustainability: the capacity of smokeless biomasspyrolysis for energy production, global carboncapture and sequestration // *Energy & Environment Science*, 3: 1695–1705. DOI: 10.1039/C004561F

[Lin et al., 2018](#) – Lin L., Gettelman A., Fu Q. Xu Y. (2018). Simulated differences in 21st century aridity due to different scenarios of greenhouse gases and aerosols // *Climatic Change*, 146(3–4): 407–422.

[Lisetskii et al., 2015](#) – Lisetskii F., Marinina O., Stolba V.F. (2015). Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, steppe Crimea // *Geoderma*, 239–240: 304–316.

[Lizik et al., 2013](#) – Lizik W., Im J., Semrau J.D., Barcelona M.J. (2013). A field trial of nutrient stimulation of methanotrophs to reduce greenhouse gas emissions from landfill cover soils // *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63(3): 300–309. DOI: 10.1080/10962247.2012.755137

[López-Ballesteros et al., 2018](#) – López-Ballesteros A., Oyonarte C., Kowalski A.S., Serrano-Ortiz P., Sánchez-Cañete E.P., Moya M.R., Domingo F. (2018). Can land degradation drive differences in the C exchange of two similar semiarid ecosystems? // *Biogeosciences*, 15: 263–78. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-263-2018

[Mansvelt Van, 2017](#) – Mansvelt Van J.D. (2017). Soil Fertility in Agriculture: Russia – Western Europe – USA: in the Past and Today // *Biogeosystem Technique*, 4(2): 220–231. DOI: 10.13187/bgt.2018.1.87

[Miao et al., 2011](#) – Miao Y., Stewart B.A., Zhang F. (2011). Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review // *Agronomy for Sustainable Development*, 31: 397–414. DOI: 10.1051/agro/2010034

Minasny et al., 2017 – Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.-S., Cheng K., Das B.S., Field D.J., Gimona A., Hedley C.B., Hong S.Y., Mandal B., Marchant B.P., Martin M., McConkey B.G.,... Winowiecki L. (2017). Soil carbon 4 per mille // *Geoderma*, 292(15): 59–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

Popovskaya et al., 2011 – Popovskaya G.I., Sorokovnikova L.M., Tomberg I.V., Bashenkhaeva N.V., Tashlykova N.A. (2011). Chemical composition characteristics of water and phytoplankton development in Lake Zavernyaikha // *Geography and Natural Resources*, 32(4): 344–9. DOI: 10.1134/S187537281104007X

Post et al., 2018 – Post H., Hendricks Franssen H.-J., Han X., Baatz R., Montzka C., Schmidt M., Vereecken H. (2018). Evaluation and uncertainty analysis of regional-scale CLM4.5 net carbon flux estimates // *Biogeosciences*, 15: 187–208. doi.org/10.5194/bg-15-187-2018

Qualls, 2016 – Qualls R.G. (2016). Long-Term (13 Years) Decomposition Rates of Forest Floor Organic Matter on Paired Coniferous and Deciduous Watersheds with Contrasting Temperature Regimes // *Forests*, 7(10): 231.

Qualls et al., 2009 – Qualls R.G., Sherwood L.J., Richardson C.J. (2009). Effect of natural dissolved organic carbon on phosphate removal by ferric chloride and aluminum sulfate treatment of water in wetlands // *Water Resources Research*, 45(9): 9414–23. DOI: 10.1029/2008WR007287

Rascher et al., 2004 – Rascher U., Bobich E.G., Lin G.H., Walter A., Morris T., Nichol C.J., Pierce D., Bil K., Berry J.A., Naumann M., Kudayarov V. (2004). Functional diversity of photosynthesis during drought in a model tropical rainforest – the contributions of leaf area, photosynthetic electron transport and stomatal conductance to reduction in net ecosystem carbon exchange // *Plant, Cell & Environment*, 27(10): 1239–1256.

Rothman, 2015 – Rothman D.H. (2015). Earth's carbon cycle: A mathematical perspective // *Bulletin of American Mathematic Society*, 52: 47–64. DOI: <https://doi.org/10.1090/S0273-0979-2014-01471-5>

Ruddiman, 2003 – Ruddiman W.F. (2003). The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousands of Years Ago // *Climatic Change*, 61(3): 261–293.

Sazykin et al., 2016 – Sazykin I.S., Sazykina M.A., Khmelevtsova L.E., Mirina E.A., Kuddevskaya E.M., Rogulin E.A., Rakin A.V. (2016). Biosensor-based comparison of the ecotoxicological contamination of the wastewaters of southern Russia and southern Germany // *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(3): 945–954.

Schlüter, Vogel, 2016 – Schlüter S., Vogel H.-J. (2016). Analysis of Soil Structure Turnover with Garnet Particles and X-Ray Microtomography // *PLoS One*, 11(7): e0159948. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159948>

Schäfer et al., 2003 – Schäfer K.V.R., Oren R., Ellsworth D.S., Chun-Ta Lai, Herrick J.D., Finzi A.C., Richter D.D., Katul G.G. (2003). Exposure to an enriched CO₂ atmosphere alters carbon assimilation and allocation in a pine forest ecosystem // *Global Change Biology*, 9(10): 1378–1400. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00662.x>

Serrano et al., 2012 – Serrano D.P., Dufour J., Iribarren D. (2012). On the feasibility of producing hydrogen with net carbon fixation by the decomposition of vegetable and microalgal oils // *Energy & Environmental Science*, 5: 6126–6135. DOI: 10.1039/C2EE02709G

Shein et al., 2014a – Shein E.V., Erol S.A., Milanovskii E.Yu., Verkhovtseva N.V., Mikayilov F.D., Er F., and Ersahin S. (2014). Agrophysical Assessment of Alluvial Calcareous Soils of the Cumra Region of Central Anatolia in Turkey // *Eurasian Soil Science*, 47(7): 694–698.

Shein et al., 2014b – Shein E.V., Skvortsova E.B., Abrosimov K.N. (2014). Tomographic studies of the soil pore space in swelling and shrinkage processes // Abstract book. 9th International Soil Science Congress on "The Soul of Soil and Civilization", Soil Science of Turkey Cooperation with Federation of Eurasian Soil Science Societies, P. 107.

Shein et al., 2017 – Shein E.V., Kharitonova G.V., Amgalan B., Sambuu G., Krutikova V.O., Kharitonov E.V. (2017). Salt Neof ormations in Soils of Central Mongolia // *Biogeosystem Technique*, 4(1): 66–81. DOI: 10.13187/bgt.2017.1.66

Shelby et al., 2011 – Shelby G., Laird C.R., Ford S.H., Laseter J.M., Vose J.M. (2011). Long-term forest management and climate effects on streamflow // *Proceedings of The Fourth Interagency Conference on Research in the Watersheds*. Fairbanks, AK, USA; 26–30 September 2011, pp. 108–13.

Spencer et al., 2012 – Spencer R.G.M., Butler K.D., Aiken G.R. (2012). Dissolved organic carbon and chromophoric dissolved organic matter properties of rivers in the USA // *Journal of Geophysical Research*, 117(G3). DOI: 10.1029/2011JG001928.

Stocker, 2014 – Stocker T. (ed.). (2014). Climate change: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York Cambridge University Press, ISBN 978-1-10741-532-4. OCLC 881236891

Swann et al., 2016 – Swann A.L.S., Hoffman F.M., Koven C.D., and Randerson J.T. (2016). Plant responses to increasing CO₂ reduce estimates of climate impacts on drought severity // *PNAS*, 113(36): 10019–10024, DOI: 10.1073/pnas.1604581113

TehTab, 2017 – TehTab.ru [Electronic resource]. URL: <http://tehtab.ru/Guide/GuideMedias/Co2/CO2acceptableLevels/> (date of access 2018-12-07)

Thayer, 2017 – Thayer R.H. (2017). Carbon Dioxide Enrichment Methods. Hydrofarm // *Eco Enterprises*, https://www.hydrofarm.com/resources/articles/co2_enrichment.php (date of access 2018-12-07)

Thurman, 1985 – Thurman E.M. (1985). Amount of Organic Carbon in Natural Waters. *Organic Geochemistry of Natural Waters // Developments in Biogeochemistry*, 2: 7–65. DOI: doi.org/10.1007/978-94-009-5095-5_2

Urpelainen, 2012 – Urpelainen J. (2012). Geoengineering and global warming: a strategic perspective // *International Environmental Agreements*, 12: 375. <https://doi.org/10.1007/s10784-012-9167-0>

Uselman et al., 2012 – Uselman S.M., Qualls R.G., Liliencron J. (2012). Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: root litter versus leaf litter // *Soil Biology and Biochemistry*, 54: 57–67. DOI: doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.021

USEPA, 2018 – USEPA. Overview of Greenhouse Gases. <https://www3.epa.gov/climatechange/ghgemissions/gases/n2o.html>

Vanden Bygaart, 2018 – Vanden Bygaart A.J. (2018). Comments on soil carbon 4 per mille by Minasny and other 2017 // *Geoderma*, 309 (1): 113–4. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.024>

Virto et al., 2011 – Virto I., Gartzia-Bengoetxea N, Fernández-Ugalde O. (2011). Role of Organic Matter and Carbonates in Soil Aggregation Estimated Using Laser Diffractometry // *Pedosphere*, 21(5): 566–72. DOI: doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60158-6

Wimde, 2018 – Wimde V. (2018). Soil carbon 4 per mille: a good initiative but let's manage not only the soil but also the expectations: Comment on Minasny and other (2017), *Geoderma* 292: 59–86 // *Geoderma*, 309(1): 111–2. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.023>

Wittwer, Strain, 1985 – Wittwer S.H., Strain B.R. (1985). Carbon dioxide levels in the biosphere: Effects on plant productivity // *Critical Reviews in Plant Science*, 2(3): 171–198. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/07352688509382195>

Wood, 2014 – Wood E.F. (2014). The Challenges of Developing a Framework for Global Water Cycle Monitoring and Predicting // Alfred Wegener Medal Lecture. EGU General Assembly. Vienna, Wednesday, 30, April.

Wu et al., 2013 – Wu Z., Lall U., Zhao M. (2013). Worldwide Comparison of Water Use Efficiency of Crop Production // *Applied Mechanics and Materials*, 275: 2718–2722.

Wu et al., 2016 – Wu L., Chen J., Wu H., Qin X., Wang J., Wu Y., Khan M.U., Lin S., Xiao Z., Luo X., Zhang Z. and Lin W. (2016). Insights into the Regulation of Rhizosphere Bacterial Communities by Application of Bio-organic Fertilizer in *Pseudostellaria heterophylla* Monoculture Regime // *Frontiers of Microbiology*, 7: 1788. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01788

Zaitseva et al., 2013 – Zaitseva R.I., Nikitina N.S., Sudnitsyn I.I. (2003). The effect of the concentration and osmotic pressure of soil solution on the availability of water to plants // *Eurasian Soil Science*, 36(9): 1003–1009.

Zalinger Van et al., 2017 – Van Zalinger B.C., Feng Q.Y., Aengenheyster M., Dijkstra H.A. (2017). On determining the point of no return in climate change // *Earth System Dynamics*, 8: 707–17. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-707-2017

Zhu et al., 2016 – Zhu Z., Piao S., Myneni R.B., Huang M., Zeng Z., Canadell J.G., Ciais P., Sitch S., Friedlingstein P., Arneeth A., Cao C., Cheng L., Kato E., Koven C., Li Y., Lian X., Liu Y., Liu R., Mao J., Pan Y., Peng S., Peñuelas J., Poulter B., Pugh T.A.M., Stocker B.D., Viouy

N., Wang X., Wang Y., Xiao Z., Yang H., Zaehle S., Zeng N. (2016). Greening of the Earth and its drivers // *Nature Climate Change*, 6(8): 791–95. DOI: 10.1038/nclimate3004.

Zubrzycki et al., 2013 – Zubrzycki S., Kutzbach L., Grosse G., Desyatkin A., Pfeiffer E.-M. (2013). Organic carbon and total nitrogen stocks in soils of the Lena River Delta // *Biogeosciences* 10: 3507–24. DOI: doi.org/10.5194/bg-10-3507-2013

References

Agaltseva et al., 2011 – Agaltseva N.A., Bolgov M.V., Spektorman T.Yu., Trubetskova MD, Chub V.E. (2011). Estimation of hydrological characteristics in the Amudarya basin under conditions of climate change. *Meteorology and Hydrology*, 10: 58–69.

Akatov, 2013 – Akatov P.V. (2013). Plant Response to an Increase in Carbon Dioxide Concentration in the Atmosphere. *Live and Bioinert Systems*, 5.

Alekseev, 2014 – Alekseev A.V. (2014). Government programs: real or nominal tool for managing the economy? *Economist*, 6: 20–27

Altieri et al., 2018 – Altieri V., De Franco S., Lombardi F., Marziliano P.A., Menguzzato G., Porto P. (2018). The role of silvicultural systems and forest types in preventing soil erosion processes in mountain forests: a methodological approach using cesium-137 measurements. *Journal of Soils & Sediments*, 18: 3378. DOI: https://doi.org/10.1007/s11368-018-1957-8

Ananyeva et al., 2016 – Ananyeva N.D., Rogovaya S.V., Ivashchenko K.V., Vasenev V.I., Sarzhanov D.A., Ryzhkov O.V., Kudayarov V.N. (2016). Carbon dioxide emission and soil microbial respiration activity of chernozems under anthropogenic transformation of terrestrial ecosystems. *Eurasian Soil Science*, 5: 146.

Apestequía et al., 2016 – Apestequía M., Virto I., Plante A. (2016). Role of carbonates in soil organic matter stabilization in agricultural Mediterranean soils. *Geophysical Research Abstracts*, EGU2016–17677.

Arnold, 2014 – Arnold T. (2014). Policy considerations for food and nutrition security towards 2050 // 248th ACS National Meeting & Exposition. 13TH IUPAC International Congress of Pesticide Chemistry. Crop, Environment, and Public Health Protection. Technologies for a Changing World. Co-sponsored by IUPAC and ACS-AGRO. August 10-14, 2014. San Francisco, California, USA. Abstracts. AGRO 143. p. 217.

Atmospheric Methane, 2018 – Atmospheric Methane: Sources, Sinks, and Role in Global Change / Edited: M.A.K. Khalil. NATO ASI Series. Series I. *Environmental global change*, 13. DOI: 10.1007/978-3-642-84605-2 (date of access 2018-12-07).

Barron-Gafford et al., 2005 – Barron-Gafford G., Grieve K., Biel K., Martens D., McLain J.E.T., Kudayarov V., Lipson D., Murthy R. (2005). Growth of Eastern cottonwoods (*Populus deltoides*) in elevated [CO₂] stimulates stand-level respiration and rhizodeposition of carbohydrates, accelerates soil nutrient depletion, yet stimulates above- and belowground biomass production. *Global Change Biology*, 11(8): 1220–1233.

Batjes, 2016 – Batjes N.H. (2016). Harmonised soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. *Geoderma*, 269: 61–8. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.01.034

Batukaev et al., 2016 – Batukaev A.A., Endovitsky A.P., Andreev A.G., Kalinichenko V.P., Minkina T.M., Dikaev Z.S., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N. (2016). Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink. *Solid Earth*, 7(2): 415–23. DOI: 10.5194/se-7-415-2016

Batukaev et al., 2018 – Batukaev A.A., Kalinichenko V.P., Rykhlik A.E., Palaeva D.O. (2018). Intra-Soil Pulse Continuum-Discrete Moistening for Soil and Water Preservation. *Advances in Engineering Research*, 151: 905–911. Atlantis Press.

Bech et al., 2014 – Bech J., Korobova E., Abreu M., Bini C., Chon H.T., Pérez-Sirvent C. (2014). Soil pollution and reclamation. *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 77–9. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.11.001

Belyuchenko, 2016 – Belyuchenko I.S. (2016). The use of complex composts to improve soil fertility. *Ecological Bulletin of the North Caucasus*, 1: 55–69.

- Blagodatskaya et al., 2014 – Blagodatskaya E., Kuzyakov Y., Blagodatsky S., Anderson T.-H. (2014). Microbial Growth and Carbon Use Efficiency in the Rhizosphere and Root-free soil. *PLoS ONE*, 9(4): e93282.
- Bloem et al., 2006 – Microbiological Methods for Assessing Soil Quality / Ed. by J. Bloem, D.W. Hopkins, A. Benedetti. CAB Publishing UK, USA, 2006. 301 p.
- Blum, Eswaran 2004 – Blum W.E.H. & Eswaran H. (2004). Editorial: soils and sediments in the anthropocene. *Journal of Soils & Sediments* 4: 71. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02991046>
- Bohle, 2017 – Bohle M. (2017). Ideal-Type Narratives for Engineering a Human Niche ,*Geosciences*, 7(1): 18. DOI: 10.3390/geosciences7010018
- Bohle, Erle, 2017 – Bohle M., Erle E.C. (2017). Furthering Ethical Requirements for Applied Earth Science. *Annals of Geophysics*, 60(7). DOI: 10.4401/ag-7401
- Borisenkov, Pichugin, 2001 – Borisenkov E.P., Pichugin Yu.A. (2001). Possible negative scenarios of the dynamics of the biosphere as a result of anthropogenic activity. *Reports of the Academy of Sciences*, 378(6): 812–814.
- Burns et al., 2006 – Burns R.G., Nannipieri P., Benedetti A., Hopkins D.W. (2006). Defining Soil Quality, *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*, J. Bloem, D.W. Hopkins, and A. Benedetti (Eds.) CAB Publishing. UK. USA, pp. 15–22.
- Carmichael et al., 2014 – Carmichael M.J., Bernhardt E.S., Bräuer S.L., Smith W.K. (2014). The role of vegetation in methane flux to the atmosphere: should vegetation be included as a distinct category in the global methane budget? *Biogeochemistry*, 119 (1): 1–24. DOI: 10.1007/s10533-014-9974-1
- Carvalhais et al., 2014 – Carvalhais N., Forkel M., Khomik M., Bellarby J., Jung M., Migliavacca M., Mu M., Saatchi S., Santoro M., Thurner M., Weber U., Ahrens B., Beer C., Cescatti A., Randerson J.T. & Reichstein M. (2014), Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature*, 514(7521): 213–217. DOI: 10.1038/nature13731
- Cheshko et al., 2014 – Cheshko V.T., Ivanitskaya L.V., Kosova Yu.V. (2014). Configuration of Stable Evolutionary Strategy of Homo Sapiens and Evolutionary Risks of Technological Civilization (the Conceptual Model Essay). *Biogeosystem Technique*, 1(1): 58–68.
- Cuomo, 2017 – Cuomo C.J. (2017). Against the Idea of an Anthropocene Epoch: Ethical, Political and Scientific Concerns, *Biogeosystem Technique*, 4(1): 4–8. DOI: 10.13187/bgt.2017.1.4
- Demkin et al., 2012 – Demkin V.A., Borisov A.V., Demkina TS, Udaltsov S.N. (2012). The evolution of the soil and the climate dynamics of the steppes of the southeast of the Russian plain in the eunite and bronze epochs (IV-II millennium BC). *Bulletin of the Russian Academy of Sciences. Geographical series*, 1: 46–57.
- Dobrovolsky, 2012 – Dobrovolsky G.V. (2012). Biosphere as a shell of high concentration and diversity of life on planet Earth / Soils in the biosphere and human life. M.: FGBOU VPO MGUL. pp. 20–34.
- Dolman et al., 2012 – Dolman A.J., Shvidenko A., Schepaschenko D., Ciais P., Tchebakova N., Chen T., van der Molen M.K., Belelli Marchesini L., Maximov T.C., Maksyutov S., Schulze E.-D. (2012). An estimate of the terrestrial carbon budget of Russia using inventory-based, eddy covariance and inversion methods. *Biogeosciences*, 9: 5323–5340. DOI: 10.5194/bg-9-5323-2012
- Dunn et al., 2017 – Dunn R.J.H., Willett K.M., Ciavarella A., Stott P.A. (2017). Comparison of land surface humidity between observations and CMIP5 models. *Earth System Dynamics*, 8: 719–47. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-719-2017
- Endovitsky, 2017 – Endovitsky A.P., Batukaev A.A., Minkina T.M., Kalinitchenko V.P., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N., Mischenko N.A., Bakoyev S.Y., Zarmaev A.A., Jusupov V.U. (2017). Ions association in soil solution as the cause of lead mobility and availability after application of phosphogypsum to chernozem. *Journal of Geochemical Exploration*, 182(B): 185–192. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.018>
- Fajardy, Dowell, 2017 – Fajardy M., Dowell N.M. (2017). Can BECCS deliver sustainable and resource efficient negative emissions? *Energy & Environmental Science*, 10: 1389–1426. DOI: 10.1039/C7EE00465F
- FAO SOILS PORTAL, 2018 – FAO SOILS PORTAL [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/global-soil-health/en/> (date of access 2018-12-07). (date of access 2018-12-07).

- FAO, 2011 – Save and Grow (2011). A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production. Rome: FAO. 116 p.
- FAO, 2015 – Soils are endangered, but the degradation can be rolled back 4 December 2015, FAO, Rome [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/news/story/ru/item/357227/icode>
- FAO, 2015 – World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome: FAO, 2015. 66 p.
- FAOSTAT, 2017 – FAOSTAT – 2017. [Electronic resource]. URL: <http://www.fao.org/faostat/ru/#data/GL>
- Ford et al., 2011 – Ford C.R., Laseter S.H., Swank W.T., Vose J.M. (2011). Can forest management be used to sustain water-based ecosystem services in the face of climate change? *Ecological Applications*, 21(6): 2049–67. DOI: doi.org/10.1890/10.2246.1
- Garratt et al., 2018 – Garratt M.P.D., Bommarco R., Kleijn D., Martin E., Mortimer S.R., Redlich S., Senapathi D., Steffan-Dewenter I., Świtek S., Takács V., van Gils S., van der Putten W.H., Potts S.G. (2018). Enhancing Soil Organic Matter as a Route to the Ecological Intensification of European Arable Systems. *Ecosystems*, 21(7): 1404–15. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0228-2>
- Ghannoum et al., 2000 – Ghannoum O., von Caemmerer S., Ziska L.H., Conroy J.P. (2000). The growth response of C₄ plants to rising atmospheric CO₂ partial pressure: a reassessment, *Plant, Cell and Environment*, 23: 931–942. [Electronic resource]. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-3040.2000.00609.x/pdf> (date of access 2018-12-07).
- Glagolev et al., 2012 – Glagolev M.V., Filippov I.V., Kleptsova I.E. (2012). Emission and absorption of methane in Russian soil, Bogs and biosphere: Proceedings of VIII All-Russian international scientific school participation (September 10–15, 2012, Tomsk). Tomsk: Publishing house of Tomsk State Pedagogical University, pp. 32–41.
- Glazko, Glazko, 2015 – Glazko V.I., Glazko T.T. (2015). Conflicts of Biosphere and Agroecosystems. *International Journal of Environmental Problems*, 1(1): 4–16.
- Glazko, Sister, 2016 – Glazko V.I., Sister V.G. (2016). Biogeosystem technique as a method to attenuate the conflict between bio-, agri- and techno- spheres. *ISJ Theoretical & Applied Science*, 04(36): 46–68.
- Glinushkin et al., 2016 – Glinushkin A.P., Sokolov M.S., Toropova E.Yu. (2016). Phytosanitary and hygienic requirements for healthy soil. M.: Agrorus. 288 p.
- Gong et al., 2018 – Gong J., Wang B., Jia X., Feng W., Zha T., Kellomäki S., Peltola H. (2018). Modelling the diurnal and seasonal dynamics of soil CO₂ exchange in a semiarid ecosystem with high plant–interspace heterogeneity. *Biogeosciences*, 15: 115–36. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-115-2018
- Gorovtsov et al., 2018 – Gorovtsov A.V., Sazykin I.S., Sazykina M.A. (2018). The influence of heavy metals, polyaromatic hydrocarbons, and polychlorinated biphenyls pollution on the development of antibiotic resistance in soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10): 9283–9292.
- Gurbanov et al., 2018 – Gurbanov E.A., Ramazanov F.M., Dunyamalieva N.Ya., Gazieva P.Ch. (2018). Changes in the basic indicators of soil fertility during irrigation of the dry subtropical steppes of the Azerbaijan Republic. *Agrochemistry*, 11: 19–26. DOI: [10.1134/S0002188118110054](https://doi.org/10.1134/S0002188118110054)
- Han et al., 2017 – Han P., Zeng N., Zhao F., Lin X. (2017). Estimating global cropland production from 1961 to 2010. *Earth System Dynamics*, 8: 875–87. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-875-2017
- Helfenstein et al., 2018 – Helfenstein J., Jegminat J., McLaren T.I., Frossard E. (2018). Soil solution phosphorus turnover: derivation, interpretation, and insights from a global compilation of isotope exchange kinetic studies. *Biogeosciences*, 15: 105–14. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-105-2018
- Hering, 2018 – Hering J.G. (2018). Implementation Science for the Environment. *Environmental Science Technology*, 52(10): 5555–5560. DOI: [10.1021/acs.est.8b00874](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00874)
- Hestir et al., 2015 – Hestir E.L., Brando V., Campbell G., Dekker A., Malthus T. (2015). The relationship between dissolved organic matter absorption and dissolved organic carbon in reservoirs along a temperate to tropical gradient. *Remote Sensing of Environment*, 156: 395–402. DOI: doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.022

Hettelingh et al., 2008 – Critical load, dynamic modeling and impact assessment in Europe: CCE Status Report (2008). Eds. Hettelingh J.P., Slootweg J., Posch M. 234 p.

Hicklenton, Jolliffe, 1978 – Hicklenton P.R., Jolliffe P.A. (1978). Effects of greenhouse CO₂ enrichment on the yield and photosynthetic physiology of tomato plants. *Can. J. Plant Sci.*, 58: 801–817.

Hileman, 2005 – Hileman B. (2005). Ice Core Record Extended. Analyses of trapped air show current CO₂ at highest level in 650,000 years. *Chemical & Engineering news*, 83(48): 7. [Electronic resource]. URL: <http://pubs.acs.org/cen/news/83/i48/8348notw1.html>

Kaiser et al., 2002 – Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., Zech W. (2002). The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil. *Organic Geochemistry*, 33(3): 307–18. DOI: [doi.org/10.1016/S0146-6380\(01\)00162-0](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00162-0)

Kalbitz, 2001 – Kalbitz K. (2001). Properties of organic matter in soil solution in a German fen area as dependent on land use and depth. *Geoderma*, 104: 203–14. DOI: [doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00081-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00081-7).

Kalinichenko et al., 2010 – Kalinichenko V., Batukaev A., Minkina T., Solntseva N., Skoupen A., Zarmaev A., Jusupov V., Lohmanova O. (2014). Biogeosystem technique – the fundamental base of modern Water Policy and Management, *Geophysical Research Abstracts*. EGU General Assembly 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17014, Vienna.

Kalinichenko et al., 2011 – Kalinichenko V.P., Sharshak V.K., Bezuglova O.S., Ladan E.P., Genev E.D., Illarionov V.V., Zinchenko V.E., Morkovskoi N.A., Chernenko V.V., and Il'ina L.P. (2011). Changes in the Soils of Solonetzic Associations in 30 Years after Their Reclamation with the Use of Moldboard Plowing, Deep Tillage with a Three-Tier Plow, and Deep Rotary Tillage, *Eurasian Soil Science* 44(8): 927–938. DOI: [10.1134/S1064229311080060](https://doi.org/10.1134/S1064229311080060)

Kalinichenko et al., 2013 – Kalinichenko V.P., Batukaev A.A., Zarmaev A.A., Chulkov V.V., Mamilov B.B., Chernenko V.V., Lohmanova O.I. (2013). Patent RU № 2498550 C2. Method of trees planting. IPC A01B 79/ 02. Application number 2012102879 (004261) from 27.01.2012. Published on 20.11.2013. Bull. No. 32. 4 p : fig.

Kalinichenko et al., 2013 – Kalinichenko V.P., Ilyin V.B., Endovitsky A.P., Chernenko V.V. (2016). Patent for invention RU № 2476055 C2. The method of synthesis of substances within the fine system. IPC Cl. A01C 23/00 (2006.01). Application No. 2011100187/21 (000278) dated January 11, 2011. Registered in the State Register of Inventions of the Russian Federation on February 27, 2013. Published on February 27, 2013. Bul. No. 6. 7 p.: 2 fig.

Kalinichenko et al., 2014 – Kalinichenko V.P., Sharshak V.K., Ladan E.P., Illarionov V.V., Genev E.D. (2014). Technical means of subsurface loosening with low traction resistance. *Bulletin of the Don State Technical University*, 14(2-77): 151–163. DOI: [10.12737 / 4467](https://doi.org/10.12737/4467).

Kalinichenko et al., 2014 – Kalinichenko V.P., Sharshak V.K., Mironchenko S.F., Chernenko V.V., Ladan E.P., Genev E.D., Illarionov V.V., Udalov A.V., Udalov V.V., Kippel E.V. (2014). Changes in the properties of soils in a solonetz soil complex thirty years after reclamation. *Eurasian Soil Science*, 47(4): 319–333. DOI: [10.1134/S1064229314040024](https://doi.org/10.1134/S1064229314040024)

Kalinichenko et al., 2015 – Kalinichenko V.P., Zarmaev A.A., Minkina T.M., Startsev V.F., Usupov V.U. (2015). Implementation of the Principals of Geoethics to Technologies of Biosphere by Biogeosystem Technique // Role of botanic gardens in the conservation and monitoring of biodiversity. The collection of materials of the International scientific conference devoted to the 100th anniversary of the Southern Federal University. 27-30 May 2015 Rostov-on-Don: Southern Federal University Publishing House, pp. 452–456.

Kalinichenko et al., 2018 – Kalinichenko V.P., Glinushkin A.P., Sokolov M.S., Kozyrev S.G., Savostyanov A.P., Ilyin V.B. (2018). Gasification waste utilization complex. IPC C10J 3/06 (2006.01) C10J 3/46 (2006.01) F23B 40/02 (2006.01). Application to FIPS No. 2018100555/05 (000677) of 04.13.2018.

Kalinichenko et al., 2018 – Kalinichenko V.P., Glinushkin A.P., Sokolov M.S., Zinchenko V.E., Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Sushkova S.N., Makarenkov D.A., Bakoyev S.Y., Il'ina L.P. (2018). Impact of soil organic matter on calcium carbonate equilibrium and forms of Pb in water extracts from Kastanozem complex. *J Soils & Sediments*, September: 1(12). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2123-z>

[Kalinichenko, 2005](#) – Rotating cultivator for under-humus soil layer. The international Bureau of WIPO. Geneva. Switzerland. Patent cooperation treaty WO 2005/099427 A1. International application: PCT RU/2005/000195. Classification of subject matter: A01B 13/08, 13/16, 49/02. International filing date: 15 April 2005 (15.04.2005). International publication date: 27 October 2005 (27.10.2005). Priority date: 2004111564 16 April 2004 (16.04.2004) RU. Applicant: Institut Plodorodiya Pochv Uga Rossii (IPPYUR). Inventor: Kalinichenko Valery P.

[Kalinichenko, 2010](#) – *Kalinichenko V.P.* (2010). Patent for invention RU No. 2387115 C2. Registered in the State Register of Inventions of the Russian Federation on April 27, 2010. The device for introducing a substance in case of rotational subsurface loosening. Patentee IPPYUR. IPC ABB 33/02 (2006.01) A01C 23/00 (2006.01). Application No. 2008124500/12 (029710) of 06/16/2008. Published 04/27/2010. Bul. No. 12. 6 p.

[Kalinichenko, 2010](#) – *Kalinichenko V.P.* Patent RU № 2386243 C1. Method of intra-soil pulse discrete watering. IPC A01G 25/06 (2006.01) A01S 23/02 (2006.01). Patentee Kalinichenko V.P. Application number 2009102490 on 16.01.09. Published on 20.04.2010. Bull. No. 11. 9 p: 4 fig.

[Kalinichenko, 2015](#) – *Kalinichenko V.* (2015). Creating soil supply systems and irrigation methods for botanical gardens on the method of Biogeosystem Technique // The role of botanic gardens in the conservation and monitoring of biodiversity. The collection of materials of the International scientific conference devoted to the 100th anniversary of the Southern Federal University. 27-30 May 2015 Rostov-on-Don: Southern Federal University Publishing House, pp. 50–54.

[Kalinichenko, 2016](#) – *Kalinichenko V.P.* (2016). Biogeosystems – an innovative method of soil productivity and health management / In the book: “Modern problems of herbology and soil rehabilitation”. Materials of the International scientific-practical conference. June 21–23, 2016. Big Vyazemy. RAS. pp. 246–263.

[Kalinichenko, Starcev, 2015](#) – *Kalinichenko V.P., Starcev V.F.* (2015). Recycling of Poultry Litter by Method of Biogeosystem Technique. *International Journal of Environmental Problems*, 1: 17-48.

[Kalinichenko, Startsev, 2013](#) – *Kalinichenko V.P., Startsev V.F.* (2013). Patent RU 2552076 C1. Method of disposal of slaughterhouse waste. IPC B09C 1/00 (2006.01) B09B 3/00 (2006.01) C09F 1/00 (2006.01) C08L 89/04 (2006/01). Application No. 2013154612/17 (085276) dated December 9, 2013. Posted 06/10/2015. Bul. No. 6. 9 p.: 1 fig.

[Kalinina et al., 2015](#) – *Kalinina O., Giani L., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Chertov O., Barmin A.N.* (2015). Self-restoration of post-agrogenic soils of calcisol-solonetz complex: soil development, carbon stock dynamics of carbon pools. *Geoderma*, 237: 117–128.

[Kalinitchenko et al., 2016](#) – *Kalinitchenko V., Batukaev A., Zarmaev A., Startsev V., Chernenko V., Dikaev Z., Sushkova S.* (2016). Biogeosystem technique as the way to certainty of soil, hydrosphere, environment and climate. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18, EGU2016-3419 EGU General Assembly. Vienna.

[Kalinitchenko et al., 2017](#) – *Kalinitchenko V., Batukaev A., Batukaev M., Minkina T.* (2017). Biogeosystem Technique as a method to correct the climate. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 19, EGU2017-2540, EGU General Assembly, Vienna, 23 – 28 April 2017.

[Kalinitchenko, 2016](#) – *Kalinitchenko V.P.* (2016). Optimizing the Matter Flow in Biosphere and the Climate of the Earth at the Stage of Technogenesis by Methods of Biogeosystem Technique (Problem-Analytical Review). *International Journal of Environmental Problems*, 2(4): 99–130. DOI: 10.13187/ijep.2016.4.99

[Kalinitchenko, 2017](#) – *Kalinitchenko V.P.* (2017). Renewal of Energy and Life in the Biosphere. *European Journal of Renewable Energy*, 2(1): 3–28. DOI: 10.13187/ejore.2017.1.3.

[Kolesnikov et al., 2013](#) – *Kolesnikov S.I., Yaroslavtsev M.V., Spivakova N.A., Kazev K.Sh.* (2013). Comparative assessment of the sustainability of the biological properties of chernozems of Southern Russia to the pollution of Cr, Cu, Ni, Pb in a model experiment. *Soil Science*, 2: 195.

[Korost et al., 2012](#) – *Korost D.V., Gerke K.M., Skvortsova E.B.* (2012). Exploration soil structure by X-ray tomography: examples of Russian soil and prospects of the method / Proceedings of the VI Congress of the Soil Science Society of VV Dokuchaev. Petrozavodsk-Moscow, 13–18 August 2012. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center RAS.

[Kovalchuk et al., 2013](#) – *Kovalchuk M.V., Naraikin O.S., Yatsishina E.B.* (2013). The convergence of science and technology – a new stage of scientific and technological development. *Questions of Philosophy*, 3: 3–11.

- Kovalchuk, Naraikin, 2017 – Kovalchuk M.V, Naraikin O.S. (2017). Nature-like technologies – new opportunities and new threats. *Security Index*, 22: 103–108.
- Kudeyarov et al., 2017 – Kudeyarov V.N., Sokolov M.S., Glinushkin A.P. (2017). The current state of the soil of agrocenoses of Russia, measures for their recovery and rational use. *Agrochemistry*, 6: 3–11.
- Kudeyarov, 2015 – Kudeyarov V.N. (2015). Assessment of nutrient degradation of arable soils of Russia. *Bulletin of the Russian Academy of Sciences*, 85(9): 771.
- Kudeyarov, 2015 – Kudeyarov V.N. (2015). Current state of the carbon budget and the capacity of Russian soils for carbon sequestration. *Eurasian Soil Science*, 48(9): 923–933. DOI: 10.1134/S1064229315090070
- Kudeyarov, 2018a – Kudeyarov V.N. (2018). Carbon balance of terrestrial ecosystems on the territory of Russia for the 25th anniversary of the adoption of the UN Framework Convention on Climate Change. *Bulletin of the Russian Academy of Sciences*, 88(2): 179–183.
- Kudeyarov, 2018b – Kudeyarov V.N. (2018). The balance of nitrogen, phosphorus and potassium in agriculture in Russia. *Agrochemistry*, 10: 3–11. DOI: 10.1134 / S0002188118100101
- Kurganova et al., 2010 – Kurganova I.N., Kudeyarov V.N., Lopes De Gerenyu V.O. (2010). Updated estimate of carbon balance on Russian territory. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 62(5): 497–505.
- Lal, 2004 – Lal R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1): 1–22. DOI: doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032
- Lal, 2008 – Lal R. (2008). Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbonpools. *Energy & Environmental Science*, 1: 86–100. DOI: 10.1039/B809492F
- Lapin, Lyagushkin, 2014 – Lapin A.V., Lyagushkin A.P. (2014). The Kovdor apatite-francolite deposit as a prospective source of phosphate ore. *Geology of Ore Deposits*, 56(1): 61–80. [Electronic resource]. URL: <http://link.springer.com/article/10.1134%2FS1075701513060056>
- Laudicina et al., 2013 – Laudicina V.A., Palazzolo E., Badalucco L. (2013). Natural Organic Compounds in Soil Solution: Potential Role as Soil Quality Indicators. *Current Organic Chemistry*, 17(24): 2991–997. DOI: 10.2174/13852728113179990120
- Le et al., 2011 – Le Phong V.V., Praveen Kumar, and Darren T. Drewry (2011). Implications for the hydrologic cycle under climate change due to the expansion of bioenergy crops in the Midwestern United States. *PNAS*, 108(37): 15085–15090. DOI: 10.1073/pnas.1107177108
- Lee et al., 2010 – Lee J.W., Hawkins B., Day D.M., Reicosky D.C. (2010). Sustainability: the capacity of smokeless biomasspyrolysis for energy production, global carboncapture and sequestration. *Energy & Environment Science*, 3: 1695–1705. DOI: 10.1039/C004561F
- Lin et al., 2018 – Lin L., Gettelman A., Fu Q. Xu Y. (2018). Simulated differences in 21st century aridity due to different scenarios of greenhouse gases and aerosols. *Climatic Change*, 146(3–4): 407–422.
- Lisetskii et al., 2015 – Lisetskii F., Marinina O., Stolba V.F. (2015). Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, steppe Crimea. *Geoderma*, 239–240: 304–316.
- Lisetsky, Rodionova, 2015 – Lisetsky F.N., Rodionova M.E. (2015). Soil change of dry steppe as a result of centuries-old agrogenic effects (in the vicinity of ancient Olbia). *Soil Science*, 4: 397.
- Lizik et al., 2013 – Lizik W., Im J., Semrau J.D., Barcelona M.J. (2013). A field trial of nutrient stimulation of methanotrophs to reduce greenhouse gas emissions from landfill cover soils. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63(3): 300–309. DOI: 10.1080/10962247.2012.755137
- López-Ballesteros et al., 2018 – López-Ballesteros A., Oyonarte C., Kowalski A.S., Serrano-Ortiz P., Sánchez-Cañete E.P., Moya M.R., Domingo F. (2018). Can land degradation drive differences in the C exchange of two similar semiarid ecosystems? *Biogeosciences*, 15: 263–78. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-263-2018
- Mansvelt Van, 2017 – Mansvelt Van J.D. (2017). Soil Fertility in Agriculture: Russia – Western Europe – USA: in the Past and Today. *Biogeosystem Technique*, 4(2): 220–231. DOI: 10.13187/bgt.2018.1.87
- Miao et al., 2011 – Miao Y., Stewart B.A., Zhang F. (2011). Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31: 397–414. DOI: 10.1051/agro/2010034

[Minasny et al., 2017](#) – Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.-S., Cheng K., Das B.S., Field D.J., Gimona A., Hedley C.B., Hong S.Y., Mandal B., Marchant B.P., Martin M., McConkey B.G., ... Winowiecki L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292(15): 59–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

[Minkina et al., 2013](#) – Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Fedorov Yu.A., Sushkova S.N., Burachevskaya M.V., Nevidomskaya D.G., Antonenko E.M., Kalinichenko V.P., Endovitsky A.P., Il'in V.B., Chernenko V.V., Bakoev S.Yu. (2013). Patent RU № 2521362 C2. A method for assessing the degree of degradation of the techno-landscape during chemical pollution. IPC C01B (2006.01), E02B13 / 00, G01N33 / 24. Registered in the State Register of Inventions of the Russian Federation on April 30, 2014. Application No. 2012101597/20 (002163) of 01/17/12. Published 06/27/2014. Bul. No. 18. 7 p.

[Mishchenko et al., 2009](#) – Mishchenko N.A., Gromyko E.V., Kalinichenko V.P., Chernenko V.V., Larin S.V. (2009). Ecological and recreational recycling of phosphogypsum in black soil on the example of the Krasnodar Territory. *Fertility*, 6: 25–26.

[Mishustin, Yemtsev, 1974](#) – Mishustin E.N., Yemtsev V.T. (1974). Soil nitrogen-fixing bacteria of the genus *Clostridium*. M.: Science, 251 p.

[Moskalenko et al., 2013](#) – Moskalenko A.P., Kalinichenko V.P., Ovchinnikov V.N., Moskalenko S.A., Gubachev V.A. (2013). Biogeosystem Technique – the basis of the practice of environmental policy and environmental economics. *Economy and Entrepreneurship*, 12-3(41-3): 160–165.

[Mun et al., 2013](#) – Moon S.A., Larin S.A., Glushkov A.N. (2013). The impact of coal mining on air pollution and the incidence of lung cancer in the Kemerovo region. *Modern problems of science and education*, 1.

[Popovskaya et al., 2011](#) – Popovskaya G.I., Sorokovnikova L.M., Tomberg I.V., Bashenkhaeva N.V., Tashlykova N.A. (2011). Chemical composition characteristics of water and phytoplankton development in Lake Zavernyaikha. *Geography and Natural Resources*, 32(4): 344–9. DOI: [10.1134/S187537281104007X](https://doi.org/10.1134/S187537281104007X)

[Post et al., 2018](#) – Post H., Hendricks Franssen H.-J., Han X., Baatz R., Montzka C., Schmidt M., Vereecken H. (2018). Evaluation and uncertainty analysis of regional-scale CLM4.5 net carbon flux estimates. *Biogeosciences*, 15: 187–208. DOI: doi.org/10.5194/bg-15-187-2018

[Qualls et al., 2009](#) – Qualls R.G., Sherwood L.J., Richardson C.J. (2009). Effect of natural dissolved organic carbon on phosphate removal by ferric chloride and aluminum sulfate treatment of water in wetlands. *Water Resources Research*, 45(9): 9414–23. DOI: [10.1029/2008WR007287](https://doi.org/10.1029/2008WR007287)

[Qualls, 2016](#) – Qualls R.G. (2016). Long-Term (13 Years) Decomposition Rates of Forest Floor Organic Matter on Paired Coniferous and Deciduous Watersheds with Contrasting Temperature Regimes. *Forests*, 7(10): 231.

[Rascher et al., 2004](#) – Rascher U., Bobich E.G., Lin G.H., Walter A., Morris T., Nichol C.J., Pierce D., Bil K., Berry J.A., Naumann M., Kudeyarov V. (2004). Functional diversity of photosynthesis during drought in a model tropical rainforest – the contributions of leaf area, photosynthetic electron transport and stomatal conductance to reduction in net ecosystem carbon exchange. *Plant, Cell & Environment*, 27(10): 1239–1256.

[Rothman, 2015](#) – Rothman D.H. (2015). Earth's carbon cycle: A mathematical perspective. *Bulletin of American Mathematic Society*, 52: 47–64. DOI: <https://doi.org/10.1090/S0273-0979-2014-01471-5>

[Ruddiman, 2003](#) – Ruddiman W.F. (2003). The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousands of Years Ago. *Climatic Change*, 61(3): 261–293.

[Sazykin et al., 2016](#) – Sazykin I.S., Sazykina M.A., Khmelevtsova L.E., Mirina E.A., Kudeevskaya E.M., Rogulin E.A., Rakin A.V. (2016). Biosensor-based comparison of the ecotoxicological contamination of the wastewaters of southern Russia and southern Germany. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(3): 945–954.

[Schäfer et al., 2003](#) – Schäfer K.V.R., Oren R., Ellsworth D.S., Chun-Ta Lai, Herrick J.D., Finzi A.C., Richter D.D., Katul G.G. (2003). Exposure to an enriched CO₂ atmosphere alters carbon assimilation and allocation in a pine forest ecosystem. *Global Change Biology*, 9(10): 1378–1400. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00662.x>

[Schlüter, Vogel, 2016](#) – *Schlüter S. and Vogel H.-J.* (2016). Analysis of Soil Structure Turnover with Garnet Particles and X-Ray Microtomography. *PLoS One*, 11(7): e0159948. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159948>

[Semenov, 2016](#) – *Semenov A.M.* (2016). Soil health is a new feature in the knowledge of soil ecosystems: methods of determination, diagnosis, rehabilitation. *Scientific life*, 1: 146–161.

[Semenov, Sokolov, 2016](#) – *Semenov A.M., Sokolov M.S.* (2016). The concept of soil health: the fundamental and applied aspects of the justification of evaluation criteria, *Agrochemistry* 1: 3–16.

[Serrano et al., 2012](#) – *Serrano D.P., Dufour J., Iribarren D.* (2012). On the feasibility of producing hydrogen with net carbon fixation by the decomposition of vegetable and microalgal oils. *Energy & Environmental Science*, 5: 6126–6135. DOI: 10.1039/C2EE02709G

[Sharshak et al., 1974](#) – *Sharshak V.K., Moskvichev N.N., Ladan E.P., Genev E. D., Slyusarev V.S.* (1974). The combined soil-cultivating tool. A.S. USSR № 442760. A01B 49/00, A01B 33/10. Application 1855058 / 30-15 dated 11.12.72. B.I. No. 34. 15.09.74.

[Shein et al., 2014a](#) – *Shein E.V., Erol S.A., Milanovskii E.Yu., Verkhovtseva N.V., Mikayilov F.D., Er F., and Ersahin S.* (2014). Agrophysical Assessment of Alluvial Calcareous Soils of the Cumra Region of Central Anatolia in Turkey. *Eurasian Soil Science*, 47(7): 694–698.

[Shein et al., 2014b](#) – *Shein E.V., Skvortsova E.B., Abrosimov K.N.* (2014). Tomographic studies of the soil pore space in swelling and shrinkage processes. Abstract book. 9th International Soil Science Congress on "The Soul of Soil and Civilization", Soil Science of Turkey Cooperation with Federation of Eurasian Soil Science Societies, P. 107.

[Shein et al., 2017](#) – *Shein E.V., Kharitonova G.V., Amgalan B., Sambuu G., Krutikova V.O., Kharitonov E.V.* (2017). Salt Neof ormations in Soils of Central Mongolia. *Biogeosystem Technique*, 4(1): 66–81. DOI: 10.13187/bgt.2017.1.66

[Shein et al., 2018](#) – *Shein E.V., Belik A.A., Kokoreva A.A., Kolupaeva V.N.* (2018). Quantitative assessment of the heterogeneity of the flows of substances by the parameter “mixing step” for mathematical models of the migration of pesticides in soils. *Soil Science*, 7: 852–858. DOI: 10.1134 / S0032180X18070080

[Shein, 2015](#) – *Shein E.V.* (2015). Mathematical physically based models in soil science: the history of development, the current state of the problems and prospects (analytical review). *Soil Science*, 7: 816.

[Shelby et al., 2011](#) – *Shelby G., Laird C.R., Ford S.H., Laseter J.M., Vose J.M.* (2011). Long-term forest management and climate effects on streamflow, *Proceedings of The Fourth Interagency Conference on Research in the Watersheds*. Fairbanks, AK, USA; 26–30 September 2011, pp. 108–13.

[Sokolov et al., 2010](#) – *Sokolov M.S., Dorodnykh Yu.L., Marchenko A.I.* (2010). Healthy Soil as a Necessary Condition of Human Life. *Eurasian Soil Science*, 43(7): 802–809.

[Sokolov et al., 2015](#) – *Sokolov M.S., Glinushkin A.P., Toropova E.Yu.* (2015). Phytosanitary and social aspects of environmentally healthy soil functions. *Agrochemistry*, 8: 81–94.

[Sokolov et al., 2018](#) – *Sokolov M.S., Spiridonov Yu.Y., Kalnitchenko V.P., Glinushkin A.P.* (2018). The controlled coevolution of the pedosphere is a real biospheric strategy of the 21st century (a contribution to the development of the noospheric ideas of V.I. Vernadsky). *Agrochemistry*, 11: 3–18. DOI: 10.1134/S0002188118110091

[Sokolov, 2013](#) – *Sokolov M.S.* (2013). V.I. Vernadsky and his Biospherology. *Biosphere*, 5(1): 9–20.

[Sokolov, Glazko, 2015](#) – *Sokolov M.S., Glazko V.I.* (2015). Minimization of the negative socio-environmental consequences of technogenesis in the agricultural sphere of Russia. *Agrochemistry*, 3: 3–9.

[Spencer et al., 2012](#) – *Spencer R.G.M., Butler K.D., Aiken G.R.* (2012). Dissolved organic carbon and chromophoric dissolved organic matter properties of rivers in the USA. *Journal of Geophysical Research*, 117(G3). DOI: 10.1029/2011JG001928.

[State Report, 2016](#) – State Report "On the State and Use of Mineral Resources of the Russian Federation in 2015. M.: Ministry of Natural Resources and Ecology of the Russian Federation, 2016. p. 267–283. [Electronic resource]. URL: <http://www.mineral.ru>

[Stocker, 2014](#) – *Stocker T. (ed.)*. (2014). Climate change: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York Cambridge University Press, ISBN 978-1-10741-532-4. OCLC 881236891

- Swann et al., 2016 – Swann A.L.S., Hoffman F.M., Koven C.D., and Randerson J.T. (2016). Plant responses to increasing CO₂ reduce estimates of climate impacts on drought severity. *PNAS*, 113(36): 10019–10024, DOI: 10.1073/pnas.1604581113
- TehTab, 2017 – TehTab.ru [Electronic resource]. URL: <http://tehtab.ru/Guide/GuideMedias/CO2/CO2acceptableLevels/> (date of access 2018-12-07)
- Thayer, 2017 – Thayer R.H. (2017). Carbon Dioxide Enrichment Methods. Hydrofarm // *Eco Enterprises*. [Electronic resource]. URL: https://www.hydrofarm.com/resources/articles/co2_enrichment.php (date of access 2018-12-07).
- Thurman, 1985 – Thurman E.M. (1985). Amount of Organic Carbon in Natural Waters. *Organic Geochemistry of Natural Waters, Developments in Biogeochemistry*, 2: 7–65. DOI: doi.org/10.1007/978-94-009-5095-5_2
- Topunova et al., 2010 – Topunova I.V., Prikhodko V.E., Sokolova T.A. (2010). Influence of irrigation on the content and mineralogical composition of the clay fraction of the chernozem of the Rostov region (Bagaevsky-Sadkovsky irrigation system). *Moscow University Bulletin. Series 17: Soil Science*, 1: 3–10.
- Umarov et al., 2007 – Umarov M.M., Kurakov A.V., Stepanov A.L. (2007). Microbiological transformation of nitrogen in the soil. Publisher: GEOS, 138 p.
- Umarov, 1986 – Umarov M.M. (1986). Associative nitrogen fixation. Publisher: MSU, 136 p. [Electronic resource]. URL: <https://www.twirpx.com/file/1222654/>
- Urpelainen, 2012 – Urpelainen J. (2012). Geoengineering and global warming: a strategic perspective., *International Environmental Agreements*, 12: 375. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10784-012-9167-0>
- Uselman et al., 2012 – Uselman S.M., Qualls R.G., Liliénfein J. (2012). Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: root litter versus leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 54: 57–67. DOI: doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.021
- USEPA, 2018 – USEPA. Overview of Greenhouse Gases. [Electronic resource]. URL: <https://www3.epa.gov/climatechange/ghgemissions/gases/n2o.html> (date of access 2018-12-07).
- Vanden Bygaart, 2018 – Vanden Bygaart A.J. (2018). Comments on soil carbon 4 per mille by Minasny and other 2017. *Geoderma*, 309 (1): 113–4. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.024>
- Virto et al., 2011 – Virto I., Gartzia-Bengoetxea N., Fernández-Ugalde O. (2011). Role of Organic Matter and Carbonates in Soil Aggregation Estimated Using Laser Diffractometry. *Pedosphere*, 21(5): 566–72. DOI: doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60158-6
- Wimde, 2018 – Wimde V. (2018). Soil carbon 4 per mille: a good initiative but let's manage not only the soil but also the expectations: Comment on Minasny and other (2017). *Geoderma*, 292: 59–86, *Geoderma*, 309(1): 111–2. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.023>
- Wittwer, Strain, 1985 – Wittwer S.H., Strain B.R. (1985). Carbon dioxide levels in the biosphere: Effects on plant productivity. *Critical Reviews in Plant Science*, 2(3): 171–198. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/07352688509382195>
- Wood, 2014 – Wood E.F. (2014). The Challenges of Developing a Framework for Global Water Cycle Monitoring and Predicting. Alfred Wegener Medal Lecture. EGU General Assembly. Vienna, Wednesday, 30, April.
- Wu et al., 2013 – Wu Z., Lall U., Zhao M. (2013). Worldwide Comparison of Water Use Efficiency of Crop Production. *Applied Mechanics and Materials*, 275: 2718–2722.
- Wu et al., 2016 – Wu L., Chen J., Wu H., Qin X., Wang J., Wu Y., Khan M.U., Lin S., Xiao Z., Luo X., Zhang Z. and Lin W. (2016). Insights into the Regulation of Rhizosphere Bacterial Communities by Application of Bio-organic Fertilizer in *Pseudostellaria heterophylla* Monoculture Regime. *Frontiers of Microbiology*, 7: 1788. DOI: 10.3389/fmicb.2016.01788
- Yablokov et al., 2015 – Yablokov A.V., Levchenko V.F., Kerzhentsev A.S. (2015). Essays on biosphere. 1. There is a solution: the transition to a controlled evolution of the biosphere. *Philosophy & Cosmology*, 14: 92–118.
- Zaitseva et al., 2013 – Zaitseva R.I., Nikitina N.S., Sudnitsyn I.I. (2003). The effect of the concentration and osmotic pressure of soil solution on the availability of water to plants. *Eurasian Soil Science*, 36(9): 1003–1009.

Zalinge Van et al., 2017 – Van Zalinge B.C., Feng Q.Y., Aengenheyster M., Dijkstra H.A. (2017). On determining the point of no return in climate change. *Earth System Dynamics*, 8: 707–17. DOI: doi.org/10.5194/esd-8-707-2017

Zhu et al., 2016 – Zhu Z., Piao S., Myneni R.B., Huang M., Zeng Z., Canadell J.G., Ciais P., Sitch S., Friedlingstein P., Arneth A., Cao C., Cheng L., Kato E., Koven C., Li Y., Lian X., Liu Y., Liu R., Mao J., Pan Y., Peng S., Peñuelas J., Poulter B., Pugh T.A.M., Stocker B.D., Viouy N., Wang X., Wang Y., Xiao Z., Yang H., Zaehle S., Zeng N. (2016). Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 6(8): 791–95. DOI: 10.1038/nclimate3004. ISSN 1758-6798

Zubrzycki et al., 2013 – Zubrzycki S., Kutzbach L., Grosse G., Desyatkin A., Pfeiffer E.-M. (2013). Organic carbon and total nitrogen stocks in soils of the Lena River Delta. *Biogeosciences* 10: 3507–24. DOI: doi.org/10.5194/bg-10-3507-2013

Zvyagintsev et al., 2005 – Zvyagintsev D.G., Babieva I.L., Zenova G.M. (2005). Soil biology. M.: MGU Publishing House. 455 p.

Природоподобные технологии биogeосистемотехники в решении глобальной социально-экологической проблемы

Алексей Павлович Глинушкин^a, Валерий Николаевич Кудеяров^{a, b},
Михаил Сергеевич Соколов^{a, *}, Владимир Евгеньевич Зинченко^c,
Владимир Владимирович Черненко^d

^a Всероссийский научно-исследовательский институт фитопатологии, Большие Вязёмы, Российская Федерация

^b Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино, Российская Федерация

^c Федеральный ростовский аграрный научный центр, Рассвет, Российская Федерация

^d Институт плодородия почв юга России, Персиановка, Российская Федерация

Аннотация. Плодородие почвы связано с её здоровьем, определяющим средообразующие (экологические) функции наземно-почвенной экосистемы – качество производимой биопродукции, минимизацию экотоксикантной нагрузки на эко- и социосферу. При текущем конфликте биосферы и техногенеза важно избежать возрастающих эволюционных рисков, связанных в первую очередь с негативными последствиями глобальной социально-экологической проблемы. Наиболее приемлемый для этого путь – предсказуемая коэволюция техносферы (ноосферы) и биосферы. В этой связи актуальна разработка принципиально новых природоподобных решений и технологий применительно к балансу – пулам, драйверам, потокам – важнейших биофильных элементов (углерода и др.). Сегодня возможности контролировать цикл углерода в агроосфере весьма ограничены. К тому же данные о его балансе, рассчитанные по разным моделям, существенно различаются. По-видимому, наиболее реально интенсифицировать его сток в наземно-почвенную экосистему. Потенциал технологической устойчивости секвестра и захоронения органического углерода (Balance enrichment of C capture and storage – BECCS) в настоящее время выглядит усечённым из-за узких рамок традиционного подхода к воздействию на экосферу. Вносимые в почву в больших количествах питательные вещества (в частности, азот) по разным причинам в значительной степени элиминируют из корнеобитаемого слоя вследствие вымывания и/или улетучивания. В целом, агрогеохимический баланс НРК в почвах России весьма неблагоприятный, во многом из-за систематического избыточного экспорта минеральных удобрений за рубеж. При оздоровлении почвы, оптимизации минерального питания важнейших культур страна в ближайшей перспективе может оказаться лидером экспортеров продовольствия. Необходимо переосмыслить пути взаимодействия социума с биосферой и с её важнейшим компонентом – педосферой. В качестве новой парадигмы развития предложена

* Корреспондирующий автор

Адреса электронной почты: sokolov34@mail.ru (М.С. Соколов)

«биогосистемотехника» – инновационное научно-технологическое направление с природоподобными алгоритмами, технологиями и техническими решениями. Одно из них – управление системой агрегатов почвы и биогеохимическим циклом вещества в целях создания природоподобных биогосистем с трансцендентальными свойствами. Обоснован принцип эффективной мелиорации почвы агроценозов посредством фрезерной обработки её иллювиального горизонта (слой 20–45 см), что позволило в течение длительного периода обеспечить рост продуктивности агроценоза и достичь стабильно высоких экономических показателей. Предложена новая природоподобная водная стратегия биогосистемотехники – внутрпочвенная импульсная континуально-дискретная парадигма увлажнения. В фазе подачи воду впрыскивают в почву, дозированно распределяют её в вертикальном цилиндре первичного увлажнения на глубине 10–40 см. В последующем влага из цилиндра первичного увлажнения перераспределяется капиллярным, пленочным и парообразным переносом. Предлагаемая технология полива исключает потери воды, её негативное избыточное воздействие на почву и агроландшафт, что характерно для стандартной ирригации. Предложена и обоснована природоподобная технология рециклинга минеральных и органических отходов, обеспечивающая (одновременно с внутрпочвенным фрезерованием слоя 20–45 см) синтез *in situ* мелиорирующих и удобрительных субстанций. Образовавшаяся развитая искусственная геофизическая система агрегатов («почва – отходы») приоритетный субстрат для рециклинга. В итоге оптимизируется фитоиммунный статус почвы, обеспечивается её биоремедиация, улучшается фитосанитарная обстановка в агрофитоценозе. Таким образом, контролируемая коэволюционная интенсификация агроферы методами биогосистемотехники обеспечит эффективную реализацию государственных стратегических программ развития природоподобных технологий. Это повысит качество жизни населения, а реальное решение глобальной социально-экологической проблемы обеспечит производство дополнительного биотоплива, сырья и продовольствия, повысит устойчивость биосферы за счет сбережения биоразнообразия, биологизации земледелия и реализации почвозащитной стратегии.

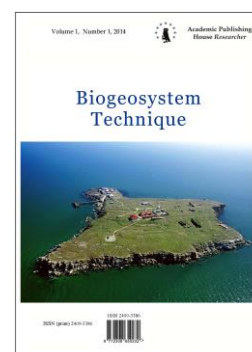
Ключевые слова: конфликт биосферы и техногенез, глобальная социально-экологическая проблема, почва, здоровье, биогеохимический цикл, биогосистемотехника.

Copyright © 2018 by Academic Publishing House Researcher s.r.o.



Published in the Slovak Republic
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
E-ISSN: 2413-7316
2018, 5(2): 197-212

DOI: 10.13187/bgt.2018.2.197
www.ejournal19.com



Calcium Carbonate Formations in Edaphic Components of Ecosystems

Galina V. Kharitonova ^{a, *}, Evgeny V. Shein ^{b, c}, Valeria O. Krutikova ^{a, d}, Andrey V. Ostrouhov ^a

^a Institute of Water and Ecological Problems, Far East Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, Russian Federation

^b Lomonosov Moscow State University, Russian Federation

^c Dokuchaev Soil Science Institute, Russian Federation

^d Institute for Tectonics and Geophysics, Far East Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, Russian Federation

Abstract

Calcium carbonate is an important component of the edaphic components of ecosystems (soils, river and lake sediments, suspensions). Calcite, aragonite, and vaterite are the three its polymorphs, in order of decreasing thermodynamic stability. Aragonite and vaterite, as less thermodynamically stable and more soluble polymorphs than calcite, are found in natural setting much rare (except for their biogenic formations) and are much less studied. Although they are important precursors in many carbonate-forming systems. We found examples of vaterite microforms in the river ice suspensions, river and lake bottom sediments of the different natural zones – the Amur and the Simmi Rivers (the Amur River basin, Khabarovsk Region, Russia), the Jordan River (Jordan). Vaterite was originally thought to have a very short lifespan; however it may have greater longevity. In the presence of low molecular amino acids *ex* and *in situ* vaterite is stabilized as toroidal suprastructures. These microforms of CaCO₃ are characterized with internal diameter of 8–10 μm and cross-sectional radius of about 1 μm. The age of peat stratum, in which the toroidal vaterite microforms were found, is more than 6000 years. Another polymorphic modification of CaCO₃, aragonite, is stabilized in the bottom sediments of drainless lakes of the arid zone with extremely high salinity, e.g. the famous ooids of the Grand Salt Lake (USA). However, outside the "habitat" – the salt water of the lake – aragonite ooids are destroyed.

Keywords: calcium carbonate, calcite, aragonite, vaterite, river, lake, bottom sediments.

1. Introduction

Calcium carbonates are an important component of the terrestrial carbon pool. The global importance inorganic carbon is reflected by the fact that it links the long-term geological cycle with the fast bionic cycle (Zamanian et al., 2016) and this linkage is ongoing in the edaphic components of ecosystems (soils, river and lake sediments, suspensions). The main attention of scientists was and is being paid to geochemical confinement, processes of formation, content and morphology of calcite, the most thermodynamically stable polymorphic modification of calcium carbonate (Lal et al., 2016).

Climate, i.e. precipitation and temperature, is suggested as the main controlling factor for formation and localization of calcite in soils (Borchardt, Lienkaemper, 1999; Eswaran et al., 2000).

* Corresponding author

E-mail addresses: gkharitonova@mail.ru (G. Kharitonova)

Accumulation of calcite near the soil surface is common for arid and semi-arid zones at mean annual precipitation (MAP) <500 mm (Landi et al., 2003; Retallack, 2005). Calcite can accumulate in soils in a wide range of temperatures from very hot conditions in hot deserts (Amit et al., 2011; Thomas, 2011) to cold climatic zones such as tundra (Courty et al., 1994; Pustovoytov, 1998) and Antarctic Dry Valleys (Gibson et al., 1983; Bishop et al., 2014). The amount and seasonal distribution of MAP controls the depth of carbonate leaching and accumulation (Egli, Fitze, 2001). The balance between MAP (total amount and seasonality) and evapotranspiration (driven by temperature and wind speed) determines the rates and the amounts of carbonates as well as the depth of carbonates accumulation. Hence carbonates are formed during soil drying when evapotranspiration exceeds precipitation (Birkeland, 1999; Gile et al., 1966; Hough et al., 2014; Rawlins et al., 2011).

The calcite formation in the river and lake waters and, accordingly, in the bottom sediments is also a characteristic process of arid and semi-arid zones (Strakhov et al., 1954). Due to the prevalence of evaporation over precipitation, surface waters (rivers and lakes) are oversaturated by Ca^{2+} and CO_3^{2-} that leads to the formation and precipitation of CaCO_3 in bottom sediments. In the humid zone contrary, CaCO_3 , as a relatively highly soluble compound, is in a state of undersaturation in the surface waters. Therefore, it does not accumulate either in alluvium or in bottom sediments.

Two other polymorphic modifications of calcium carbonate, aragonite and vaterite, as less thermodynamically stable and more soluble than calcite (Friedman, Schultz, 1994; Lee Kabalah-Amitai et al., 2013), are found in natural setting much rare (except for their biogenic formations) and are much less studied. Aragonite only occasionally occurs in the soil profile (Wing, 2016; Quigley, Dreimanis, 1966). In lake sediments, aragonite is more common (Tompa et al., 2014).

Vaterite is thought to be metastable under all known conditions and has a higher solubility than the other CaCO_3 polymorphs, calcite and aragonite (Plummer, Busenberg, 1982; Ogino et al., 1987). Although vaterite was precipitated inorganically in the laboratory, it was originally thought not to occur as a naturally forming mineral (Ievins et al., 1955). Natural occurrences of vaterite are largely associated with organic tissue, gallstones, urinary calculi and microbial biscuits (Prién, Frondel, 1947; Hall, Taylor, 1971; Lowenstam, Abbott, 1975; Rodgers, 1983; Giralt et al., 2001). However, rare occurrences have been reported in a contact metamorphic aureole in Ireland (McConnell, 1960), in zones of thermal metamorphism in Israel (Kolodny, Gross, 1974), and in carbonate concretions (Fong, 1981). Vaterite has also been found in drilling mud (Friedman et al., 1993; Friedman, Schultz, 1994).

Rowlands and Webster (1971) reported the first occurrence of vaterite precipitating spontaneously from natural waters in Holkham Lake, UK. However, a reexamination of this site did not detect vaterite (Lucas, Andrews, 1996; Friedman, 1997). The next time vaterite was identified in precipitates forming at a supraglacial sulfur spring, in Borup Fiord Pass, northern Ellesmere Island, Canadian High Arctic (Grasby, 2003). The unusual conditions of the site, including an extremely cold climate, supersaturated alkaline waters, and the presence of gypsum, mimics conditions used to grow vaterite in laboratory experiments. Found vaterite is characterized by the spherical habit (size of vaterite particles was from 0.5 up to 10 μm), $\delta^{13}\text{C}$ values are indicative of an inorganic origin.

Previously it was supposed that vaterite is stable CaCO_3 phase at low temperatures <10°C at 1 atm (Albright, 1971). Kralj et al. (1990) indicate that pure vaterite could only precipitate under a narrow range of initial conditions and within a pH range from 9.3 to 9.9. However, mixed calcite/vaterite was precipitated at slightly lower pH (8.5) in experiments by Vecht and Ireland (2000). Experiments by Flörke W. and Flörke O. (1961) also show that vaterite growth is favored by reaction of alkaline solutions with crystalline gypsum. Vaterite is highly unstable when exposed to water; it can recrystallize to calcite within 20 to 25 h at room temperature (Silk, 1970). At higher temperatures (~ 60°C), vaterite will transform to aragonite in 60 min (Ogino et al., 1987). As a result of these rapid reaction rates at low temperatures, vaterite was originally thought to have a very short lifespan. However, recent dating of natural occurrences suggests that vaterite may have greater longevity up to 20–45 years in drilling mud (Friedman et al., 1993; Friedman, Schultz, 1994).

The task of this work is to study the manifestations of metastable modifications of calcium carbonate (aragonite and vaterite) in river suspensions and bottom sediments of rivers and lakes of different natural zones.

2. Materials and Methods

Study area

River (the Jordan River, Jordan, site 1) and lake (the Grand Salt Lake, USA, site 2) bottom sediments of semi-arid and humid zones (the Simmi River, Far East, Russia, sites 3 and 4) were chosen as objects of study. Additionally, ice cores were studied (the Amur River, Khabarovsk, Far East, Russia, site 5).

Sample 1 – bottom sediments of the Jordan River were sampled near Al-Maghtas ruins (300 m upstream, 31°50'13" N 35°32'47" E) in May 2014. The land is generally arid. The average monthly temperature (Amman) ranges between 8 °C and 26 °C. Winter rains enable moderately strong weathering of silicate minerals and especially enable the dissolution of limestones and other calcareous parent rocks.

Sample 2 – bottom sediments, edge of the Great Salt Lake (40°43'04" N 112°13'58" W), were sampled in 2017 by V. Kislovsky (Technion–Israel Institute of Technology, Haifa, Israel). Lake locates in the semi-arid intermountain West of the USA (Rey et al., 2016). It is the largest salt water lake in the Western Hemisphere. The lake's size fluctuates substantially due to its shallowness (from 2,460 up to 8,500 km²) (Arnou, Stephens, 1990; Gillies et al., 2015). As it is endorheic (has no outlet besides evaporation), it has very high salinity (far saltier than seawater). The salinity of the lake's main basin, Gilbert Bay, is highly variable and depends on the lake's level; it ranges from 5 to 27 %. For comparison, the average salinity of the world ocean is 3.5 % and 33.7 % in the Dead Sea. The ionic composition is similar to seawater, much more so than the Dead Sea's water; compared to the ocean, Great Salt Lake's waters are depleted in calcium. Aragonite ooids are interpreted to have been actively forming throughout most of the Holocene in the lake in the shallow nearshore in hypersaline water (Eardley, 1938; Carozzi, 1962; Kahle, 1974; Halley, 1977; Pedone, Norgauer, 2002; Rey et al., 2016). The $\delta^{18}\text{O}$ composition of the carbonate minerals is consistent with the formation of highly evaporated saline water (Langbein, 1961; Arnou, Stephens, 1990).

Sample 3, 4 – bottom sediments of the Simmi River, the main tributary of the Bolon Lake (the Amur River basin, Khabarovsk Region, Russia). Bolon is floodplain lake, a residual element of the ancient channel of the Amur River (Avaryashkin, 1970). Sediments were sampled at the end of May 2018 during the period of abnormally low water level. Site 3 (49°42'23" N 136°16'53" E) is located in the downstream on the right bank of the Ersuyn channel, which connects the Kiltasin and the Bolon Lakes. The Kiltasin Lake has a water mirror in the period of high and medium water levels; with a low level water occupies only the channel. As a result, accumulated in the Kiltasin Lake sediments are removed through the Ersuyn channel. Therefore, the bottom sediments can be considered transitional from lake to river (lake-river sediments). Site 4 (49°30'21" N 136°01'34" E) is located in the upstream of the Simmi River. The climate of the region is cool, moderately humid, transitional from the northern monsoon to the continental. In the cold season continental polar air masses dominated. The average January temperature is –28 °C. The annual temperatures range is 48–50 °C. Winters are not snowy; soils freeze up to 160 cm. Summer is warm and humid. July – September accounts for 50–55 % of the annual precipitation (400–500 mm) (Nikonov, Anisimova, 1974).

Sample 5 – ice core drilled in a zone of moderately hummocky ice, Middle Amur, 350 m from the edge of the right bank (48°36'18" N 135°02'24" E), ice thickness 1.33 m (Kharitonova et al., 2017). Sampling was carried out in March 2014 (with a minimum water level and maximum ice thickness). By color, transparency of ice, presence of inclusions the layers (0–40, 40–43, 43–52, 52–70, 70–117 and 117–133 cm) were distinguished in the core.

Methodology

The major methods were granulometric and gross chemical analyses and scanning electron microscopy (SEM). The SEM analysis was carried out using VEGA 3 LMH (TESCAN, Czech Republic). For the analysis, the samples, after grinding and sieving through a 2-mm sieve, were prepared via pouring, Pt-spraying and magnification of up to 20,000. A backscattered electron detector (BSE detector) was used for the analysis of phases with a high atomic number. When images are acquired using a BSE detector, phases with a high average atomic number are reflected

in contrast more vividly than those with a lower atomic number. The X-max 80 energy-dispersive spectrometer (Oxford Instruments, UK) was used to analyze the elemental composition of the most representative regions. The capture area of the microanalysis was about 1 μm in diameter. If a smaller object was scanned, the result was distorted due to the influence of the surrounding matrix or the carbon table of the device. The granulometric composition (without decomposition of carbonates) determined with the laser diffraction method on a particle size analyzer SALD-2300 (SHIMADZU, Japan) (Rawle, 2017; Wolform, 2011). The contents of selected chemical elements were determined via the X-ray fluorescence method (XRF) (Pioneer S4, Bruker AXS, Germany), using the silicate technique. The SEM and XRF analyses were carried out in the Analytical Centre at the Institute for Tectonics and Geophysics, Khabarovsk, Far-eastern Branch of the Russian Academy of Sciences.

3. Results and Discussion

An analysis of the metastable polymorphic modifications of calcium carbonate (aragonite and vaterite) in the selected series of samples will be preceded by consideration of some their physical and chemical properties – the gross chemical composition and particle size distribution (PSD). According to the Table 1, the change in the calcium content and, accordingly, carbonates in sediments does not contradict the climatic zonality of their distribution: a high calcium content in the sediments of the semi-arid zone and much less in those of the humid zone. Highly dispersed bottom sediments of the Jordan River are characterized by extremely high calcium content (more than 40 % CaO from the total composition). Lake-river sediments of the Simmy River (downstream) have the close granulometric composition (the predominance of silt). But since the basin of the Simmy River is located in the humid zone, and in addition, the processes of physical weathering prevail in the territory (as a result of deep freezing of soils), which is confirmed by the PSD data of the upstream river bottom sediments, the calcium content is almost two orders of magnitude lower.

Table 1. Some physical and chemical properties of sediments

No	Gross chemical composition, %								Content of granulometric fractions*, %				
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	Sr**	<2	2–20	20–50	50–200	200–2000
	Jordan River												
1	29.7	5.7	7.0	45.1	6.1	1.3	1.4	2831	12.3	63.1	15.8	9.9	0
	Grand Salt Lake												
2	55.2	2.9	19.7	16.4	2.6	0.6	1.4	854	–	–	–	–	–
	Simmi River (downstream)												
3	70.0	16.4	5.1	0.7	1.4	2.4	2.7	192	7.0	48.0	27.1	17.9	0
	Simmi River (upstream)												
4	76.4	12.7	2.5	0.7	0.8	3.2	2.8	170	0	4.1	3.3	56.6	36.1
	Amur River (ice inclusions***)												
5	–	–	–	–	–	–	–	–	0	0	0	0.1	99.9

* – size fractions in μm ; ** – content in mg/kg; *** – 43–52 cm ice layer; dash – no data.

The absolute predominance of coarse sand (200–2000 μm) in the Amur ice (43–52 cm layer) is associated with the formation of the layer at the end of the freeze-up and participation in its composition of bottom ice (Kharitonova et al., 2017). Calcium carbonate was detected only in this layer (Figure 1). It could be assumed that calcium carbonate may have entered into the layer from bottom sediments with rising bottom ice. However, our previous studies of the Amur River bottom sediments do not confirm this assumption (Chizhikova et al., 2004, 2011; Kharitonova et al., 2014). Most likely, CaCO₃ is formed in the layer during freezing of river water, since it contains the highest concentrations of bicarbonate ion HCO₃⁻ in at the end of the freeze-up (up to 60–80 mg / l).

Calcium carbonate is represented by particles up to 100–200 μm in size. Most of them are poorly (Figure 1a, c) and moderately crystallized (Figure 1b, arrow). But there are also spherical shaped particles of CaCO₃ (Figure 1d). Similar formations (Figure 1e, f) were found in precipitates

forming at a supraglacial sulfur spring, in Borup Fiord Pass, northern Ellesmere Island, Canadian High Arctic (Grasby, 2003). Vaterite found at the site was characterized by 2 to 10 μm rounded to spherical shaped particles (comprising smaller 0.5 to 2 μm spheres) as both individuals and in chainlike structures. Unfortunately, the content of CaCO_3 in our sample did not allow us to identify $\mu\text{-CaCO}_3$ by means of power XRD. However, the morphology of the particles and similar conditions for their formation allow us sufficient confidence to assume that is vaterite.

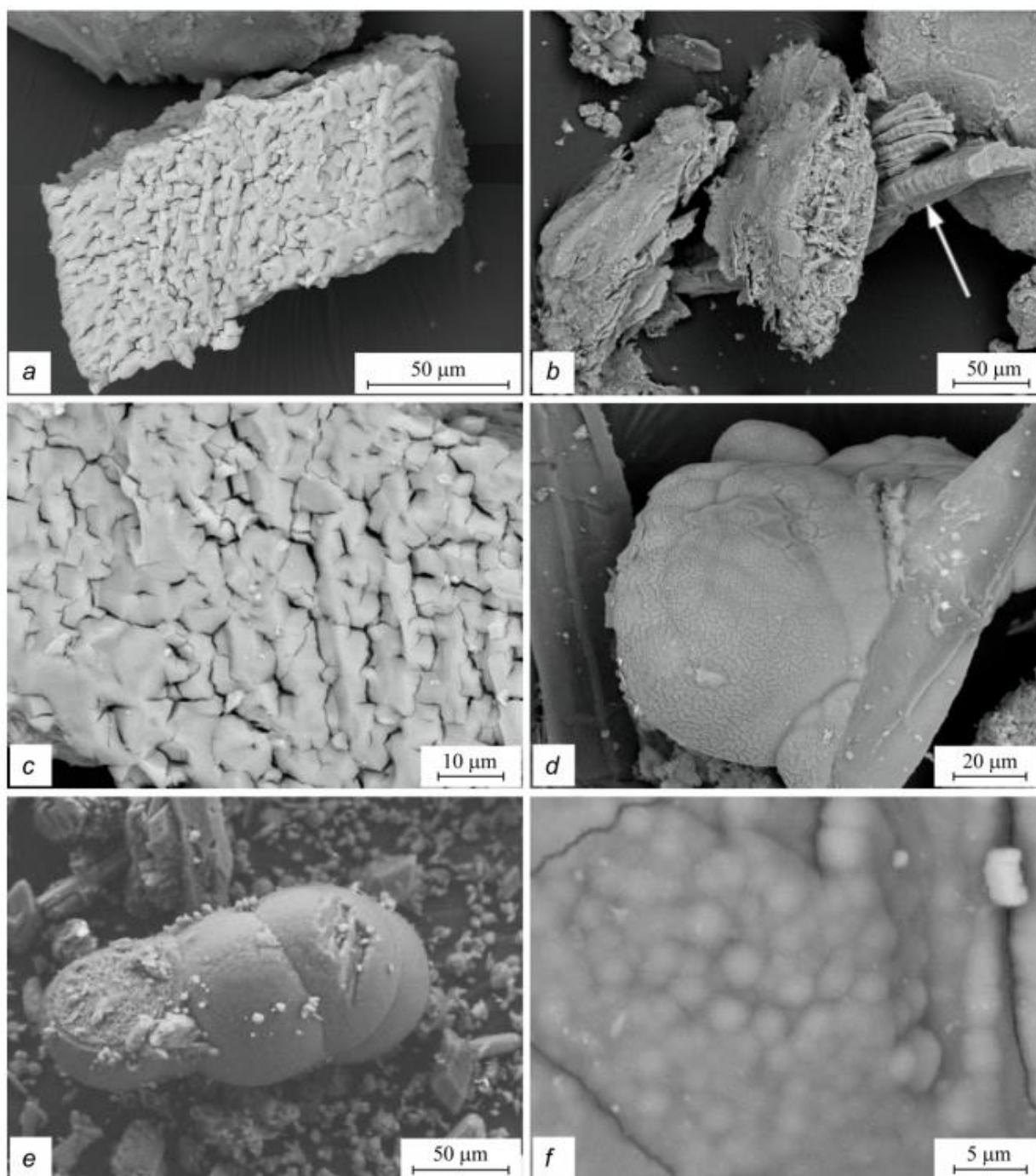


Fig. 1. SEM images of CaCO_3 inclusions in the Amur ice (*a – d*) and vaterite particles from supraglacial spring, Canadian High Arctic (*e, f*, Grasby, 2003): *a, c* – poorly and *b* – moderately crystallized calcite; *d* – spherical calcium carbonate structures; *e* – chainlike structures of spheres, *f* – close-up of (*e*) showing micron-sized spheres that comprise the larger spherical structures

Since vaterite was not diagnosed in the bottom sediments of the Middle Amur, but was found in ice cores, we tried to assess the possibility of its formation in the sediments of the Lower Amur. The Simmy River (the Amur River basin) was chosen for this. It is almost a degree to the north, it is much colder there, winters are lightly snowy and soils freeze up to 160 cm. As SEM and EDS analyzes showed, bottom sediments of the Simmi River are characterized by a relatively high content of sphene CaTiSiO_5 (Figure 2a, b). However, CaCO_3 was diagnosed only in the lake-river sediments (site 3, downstream of the river) in the form of rare cauliflower-shaped agglomerates up to 5 μm in size (Figure 2c, arrow). In addition, unusual toroid-shaped microforms of CaCO_3 , with internal diameter of 8–10 μm and cross-sectional radius of about 1 μm , were determined (Figure 2d, e). The similar toroid-shaped microforms of CaCO_3 (Figure 2f) we discovered in a peat stratum of the Amur Region (Far East, Russia). The peat samples were kindly provided by M.A. Klimin and A.Yu. Peskov (Far East Branch of RAS, Khabarovsk, Russia).

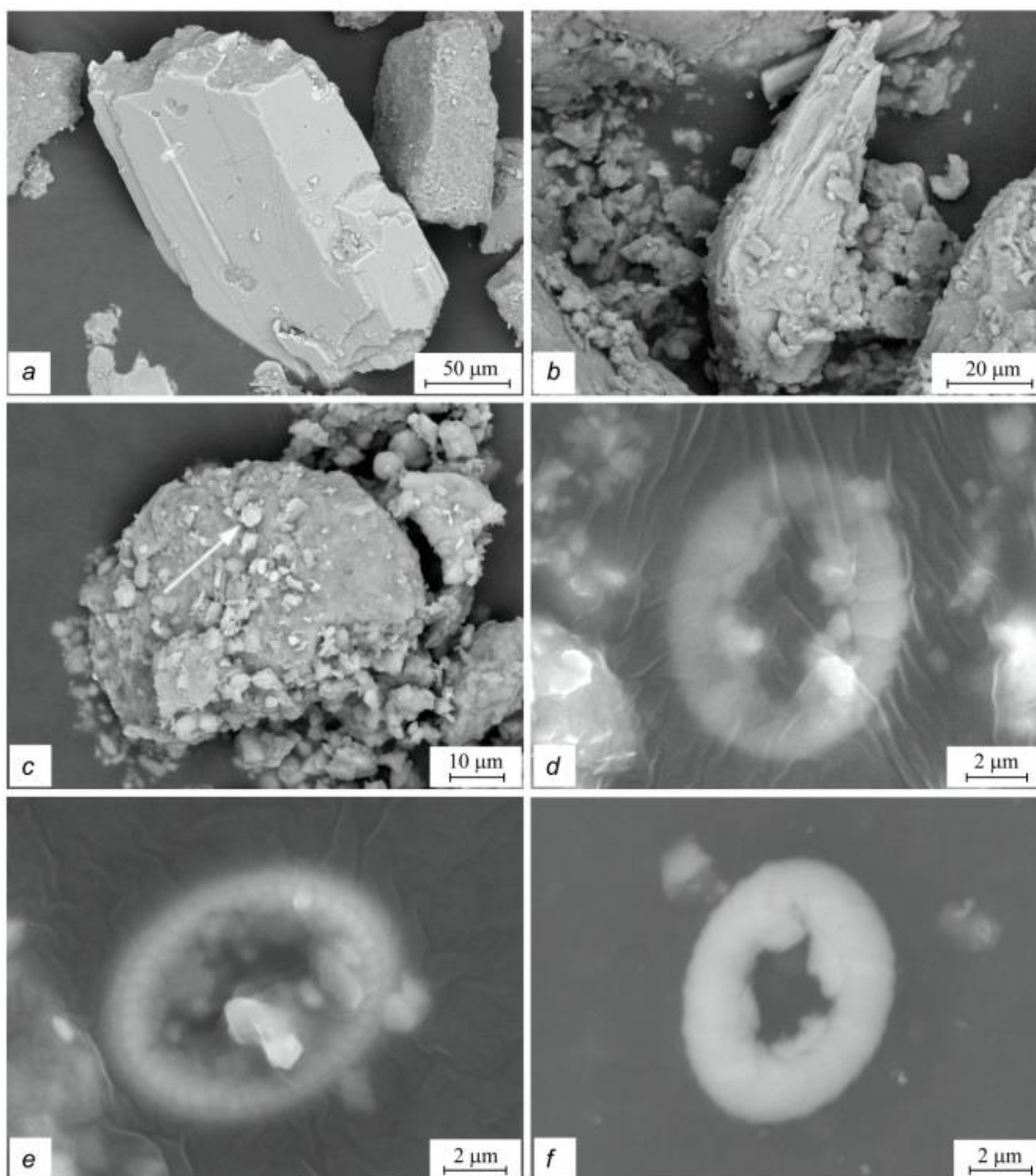


Fig. 2. SEM images of bottom sediments, the Simmi River: *a, b* – sphene CaTiSiO_5 grains in varying degrees of weathering; *c* – particles of calcium carbonate on the surface of the microaggregate (arrow); *d, e* – toroid-shaped microforms of CaCO_3 ; *f* – the similar microforms of CaCO_3 from a peat stratum

In contrary, the bottom sediments of the Jordan River are characterized by an extremely high content of CaCO_3 (over 40 % of CaO). It is represented by both lithogenic calcite (Figure 3a), and neoformations of poorly crystallized rhombohedral calcite (Figure 3b, c), and its needle-like crystals (Figure 3d). Porous microaggregates up to 200 μm in size (Figure 3e) from micritic particles $<4 \mu\text{m}$ are also encountered. As in bottom sediment of the Simmi River toroid-shaped microforms of CaCO_3 were found (Figure 3f).

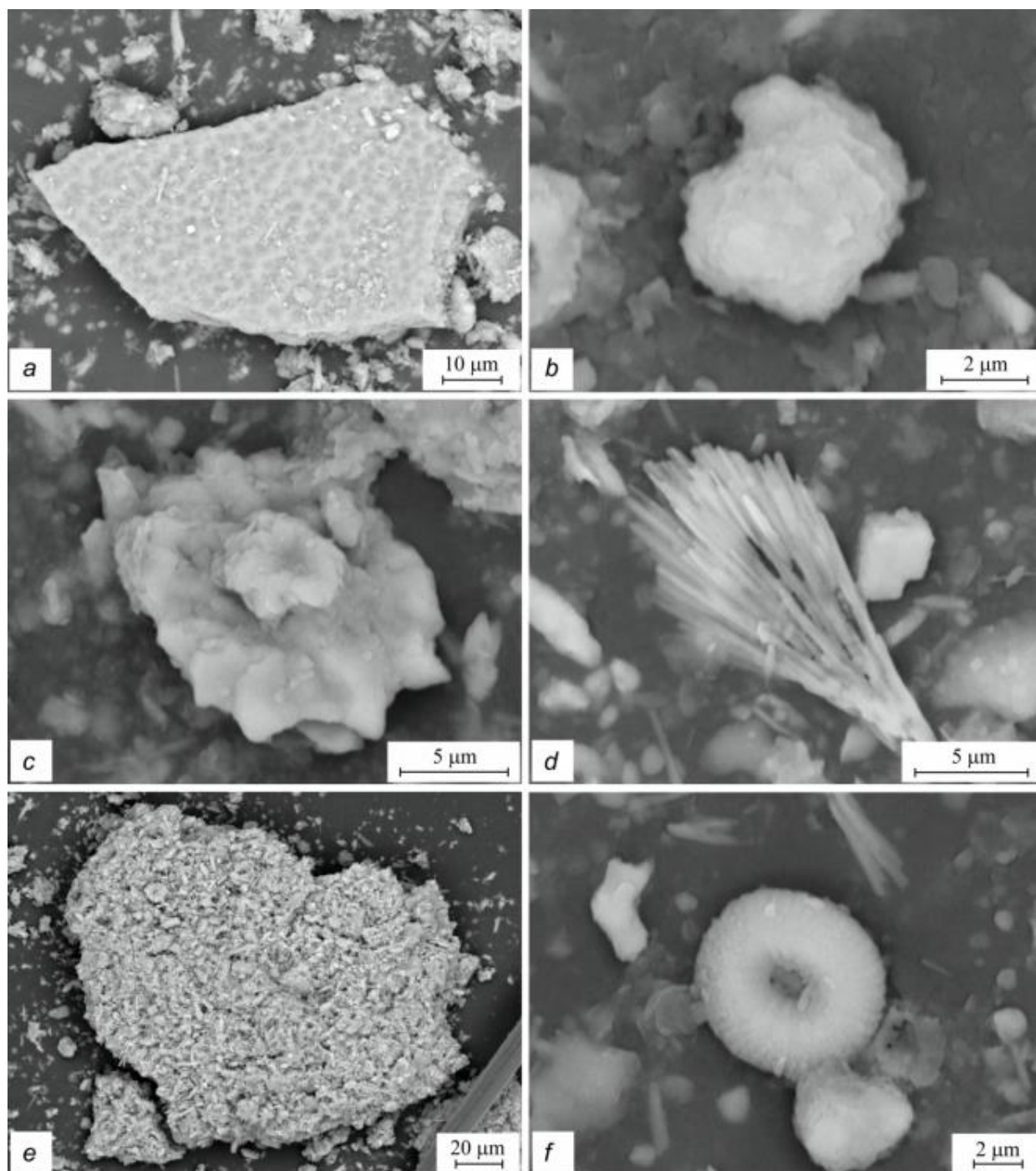


Fig. 3. SEM images of CaCO_3 formations from bottom sediments, the Jordan River: *a* – weathered primary calcite, *b*, *c* – poorly crystallized rhombohedral microcalcite, *d* – needle-like microcalcite; *e* – calcite microaggregate; *f* – toroid-shaped microform of CaCO_3

We were unable to establish the polymorphic modification of toroidal microforms due to the difficulty of their extraction from natural samples for TEM and Micro-Raman analysis. Jiang W. with collaborators (Jiang et al., 2017) solved this problem in the laboratory. They showed that toroidal, hierarchically organized architectures for vaterite can be controlled simply by adding chiral acidic amino acids (Asp and Glu). Chiral, vaterite toroidal suprastructure having a ‘right-handed’ spiraling morphology is induced by L-enantiomers of Asp and Glu (Figure 4a–c), whereas ‘left-handed’ morphology is induced by D-enantiomers, and sequentially switching between amino-acid enantiomers causes a switch in chirality. It should be noted the high stability of these suprastructures. Thus, the age of peat stratum, in which similar toroidal formations (Figure 2f) were found, is more than 6000 years. The ^{14}C dating is according Bazarova et al. (2018).

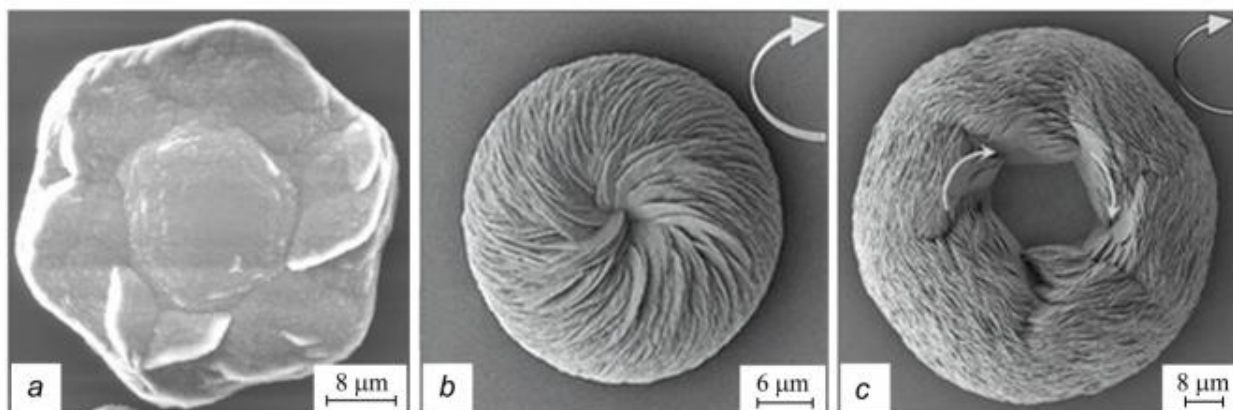


Fig. 4. SEM images of CaCO_3 : *a* – hexagonal vaterite crystal; *b* and *c* – vaterite toroidal particles induced by chiral acidic amino acids (D-enantiomer) (Jiang et al., 2017)

In the bottom sediments of drainless lakes of the arid zone with extremely high salinity, another polymorphic modification of CaCO_3 , aragonite, becomes stable. The most striking example of aragonite formations are the famous ooids of the Grand Salt Lake. Sample 5 was selected a few meters from the water's edge. But since the surface area of the lake is highly variable, we can confidently assert that it can characterize the bottom sediments of the lake. The content of CaO in the sample is high, more than 16 %. Indeed, the sample contains multiple ooids (Figure 5a) for the most part of regular spherical shape up to 350–400 μm in size. As shown earlier (Rey et al., 2016) these are aragonite formations. Ooids were found with both a perfectly smooth surface (Figure 5b) and ooids in which the processes of recrystallization and the formation of calcite began, leading to their destruction (Figure 5c, d) and a reduction of their size to 250–300 μm . The transformation is not a direct solid phase reaction, but recrystallization of calcium carbonate through the dissolution of aragonite and growth of calcite. Porous microaggregates up to 200 μm in size (Figure 5e) from micritic particles <4 μm (Figure 5f) are also encountered. Apparently, this is the result of the destruction of aragonite ooids outside the “habitat” – the salt water of the lake.

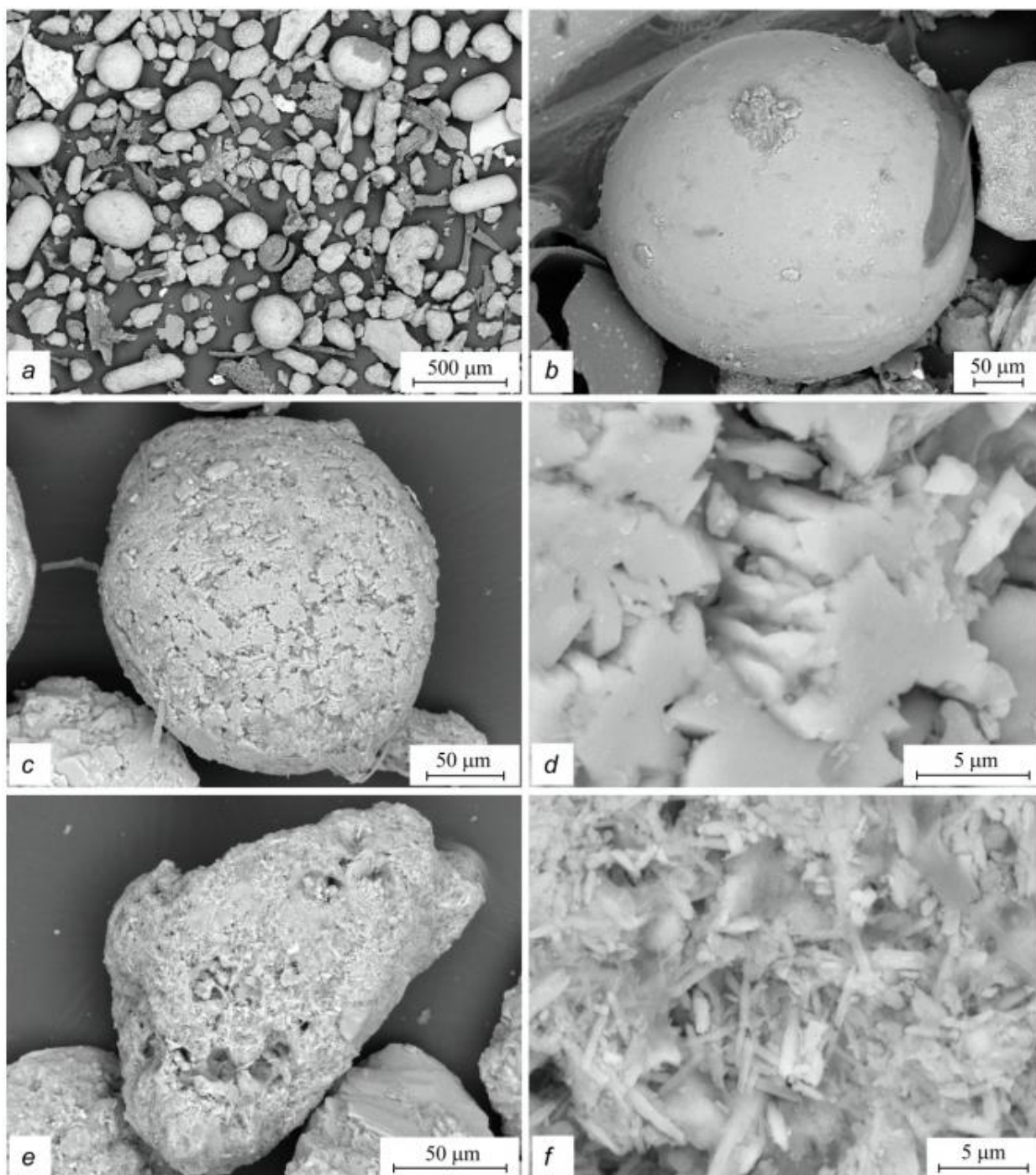


Fig. 5. SEM images of CaCO_3 from sediments of Grand Salt Lake: *a* – a sample as a whole with many aragonite ooids; *b* – a separate unweathered ooid; *c* and *d* – partially destroyed ooid; *e, f* – calcite microaggregate

4. Conclusion

The paper presents data on manifestations of metastable modifications of calcium carbonate, vaterite and aragonite, in the river suspensions, river and lake bottom sediments of the different natural zones – the Amur and the Simmi Rivers (the Amur River basin, Khabarovsk Region, Russia); the Jordan River (Jordan); the Great Salt Lake (USA). In natural conditions vaterite, metastable polymorphic modification of calcium carbonate, can occur in cold (river ice) and extremal cold (supraglacial springs) climate as spherical particles up to 10–100 μm in size. Vaterite formation is sporadic, triggered by an as yet unknown mechanism, and can recrystallized spontaneously to calcite.

In laboratory *ex situ* vaterite forms stable toroidal suprastructures in the presence of acidic amino acids Asp and Glu. These microforms of CaCO₃ are characterized with internal diameter of 8–10 μm and cross-sectional radius of about 1 μm. *In situ* similar toroidal vaterite suprastructures we discovered in the river sediments of the arid and humid zone (the Jordan and the Simmi Rivers), and in the peat stratum (the Amur River basin, Khabarovsk Region). The age of peat stratum, in which these vaterite microforms were found, is more than 6000 years. Apparently, its formation and stability in natural, as in laboratory conditions, are associated with the presence of low molecular amino acids in natural water.

Another polymorphic modification of CaCO₃, aragonite, are stable in the bottom sediments of drainless lakes of the arid zone with extremely high salinity, e.g. the famous ooids of the Grand Salt Lake. However, outside the "habitat" – the salt water of the lake – aragonite ooids are destroyed.

Литература

[Аваряскин, 1970](#) – Аваряскин Л.П. (1970). Рельеф. Вопросы географии Приамурья. // *Нижнее Приамурье. Природа*, Хабаровск: 34–50.

[Никонов, Анисимова, 1974](#) – Никонов И.И., Анисимова Л.Н. (1974). Амурский район // *Нижнее Приамурье. Экономика*. Вып. 2, Хабаровск: 83–100.

[Страхов и др., 1954](#) – Страхов Н.М., Бродская Н.Г., Князева Л.М., Разживина А.Н., Ратеев М.А., Сапожников Д.Г., Шишова Е.С. (1954). Основные черты питания современных внутриконтинентальных водоемов осадочным материалом. Москва: Изд-во АН СССР, 792 с.

[Albright, 1971](#) – Albright J.N. (1971). Vaterite stability // *Am. Mineral.*, 56: 620–624.

[Amit et al., 2011](#) – Amit R., Simhai O., Ayalon A., Enzel Y., Matmon A., Crouvi O., Porat N., McDonald E. (2011). Transition from arid to hyper-arid environment in the southern Levant deserts as recorded by early Pleistocene cummulic Aridisols // *Quat. Sci. Rev.*, 30: 312–323. DOI: 10.1016/j.quascirev.2010.11.007

[Arnou, Stephens, 1990](#) – Arnou T., Stephens D.W. (1990). Hydrological Characteristics of the Great Salt Lake, Utah; 1847–1986. *U.S. Geological Survey Water-Supply Paper*, 32

[Bazarova et al., 2018](#) – Bazarova V.B., Klimin M.A., Kopoteva T.A. (2018). Holocene dynamics of the East-Asian monsoon in the Lower Amur area // *Geography and natural resources*, 39(3): 239–247. DOI: 10.51134/S1875.37281803

[Birkeland, 1999](#) – Birkeland P.W. (1999). *Soils and Geomorphology*. Oxford University Press, New York, 430 p.

[Bishop et al., 2014](#) – Bishop J.L., Englert P.A.J., Patel S., Tirsch D., Roy A.J., Koeberl C., Böttger U., Hanke F., Jaumann R. (2014). Mineralogical analyses of surface sediments in the Antarctic Dry Valleys: coordinated analyses of Raman spectra, reflectance spectra and elemental abundances // *Phil. Trans. R. Soc. A*, 372: 20140198. DOI: 10.1098/rsta.2014.0198

[Borchardt, Lienkaemper, 1999](#) – Borchardt G., Lienkaemper J.J. (1999). Pedogenic calcite as evidence for an early Holocene dry period in the San Francisco Bay area, California // *Geol. Soc. Am. Bull.*, 111: 906–918.

[Carrozzi, 1962](#) – Carrozzi A.V. (1962). Cerebroid oolites // *Ill. State Acad. Sci.*, 55: 239–249.

[Chizhikova et al., 2004](#) – Chizhikova N.P., Kharitonova G.V., Matyushkina L.A., Sirotskii S.E. (2004). Mineralogical composition of the clay fraction in soils, bottom sediments, and suspended matter in the middle and low reaches of the Amur River // *Eurasian Soil Sci.*, 37(8): 876–888.

[Chizhikova et al., 2011](#) – Chizhikova N.P., Sirotskii S.E., Kharitonova G.V., Utkina E.V., Manucharov A.S., Konovalova N.S. (2011). Mineralogy and chemistry of finely dispersed bottom sediments in the Amur River // *Eurasian Soil Sci.*, 44(7): 781–793. DOI: 10.1134/S1064229311070039

[Courty et al., 1994](#) – Courty M.-A., Marlin C., Dever L., Tremblay P., Vachier P. (1994). The properties, genesis and environmental significance of calcitic pendants from the high Arctic (Spitsbergen) // *Geoderma*, 61: 71–102. DOI: 10.1016/0016-7061(94)90012-4

[Eardley, 1938](#) – Eardley A.L. (1938). Sediments of Great Salt Lake, Utah // *Am. Assoc. Pet. Geol. Bull.*, 22: 1305–1411.

[Egli, Fitze, 2001](#) – Egli M., Fitze P. (2001). Quantitative aspects of carbonate leaching of soils with differing ages and climates // *Catena*, 46: 35–62. DOI: 10.1016/S0341-8162(01)00154-0

- Eswaran et al., 2000 – Eswaran H., Reich P.F., Kimble J.M., Beinroth F.H., Padmanabhan E., Moncharoen P. (2000). Global carbon stocks. In: Lal R., Kimble J.M., Eswaran H., Stewart B.A. (Eds.) Global Climate Change and Pedogenic Carbonates. CRC Press, Boca Raton, Fla: 15–25.
- Flörke, Flörke, 1961 – Flörke W., Flörke O.W. (1961). Vateritbildung aus Gips in Soda-lösung // *Neues Jahrb. Mineral. Monatsh.*, 179–181.
- Fong, 1981 – Fong C.C.R. (1981). Vaterite associated with cone-in-cone calcite of carbonate concretions in Ordovician black shales, Ile-Aux-Grues, Ile-Aux-Oies, Quebec Appalachians. GSA Northeastern Section, Abstracts with Programs: 132–133.
- Friedman et al., 1993 – Friedman G.M., Schultz D.J., Guo B., Sanders J.E. (1993). Vaterite (an uncommon polymorph of CaCO₃): Occurrences in bore-holes demonstrate unexpected longevity // *J. Sediment. Petrol.*, 63: 663–664.
- Friedman, Schultz, 1994 – Friedman G.M., Schultz D J. (1994). Precipitation of vaterite (CaCO₃) during oil field drilling // *Mineral. Mag.*, 58: 401–408.
- Friedman, 1997 – Friedman G.M. (1997). A re-examination of reported lacustrine vaterite in Holkam Lake, Norfolk, UK, discussion // *J. Sediment. Res.*, 67(3): 616. DOI: 10.2110/jsr.67.616
- Gibson et al., 1983 – Gibson E.K., Wentworth S.J., McKay D.S. (1983). Chemical Weathering and Diagenesis of a Cold Desert Soil from Wright Valley, Antarctica: an Analog of Martian Weathering Processes. Proceedings of the Thirteenth Lunar and Planetary Science Conference, Part 2 // *Journal of Geophysical Research*, 88, Supplement A912–A928.
- Gile et al., 1966 – Gile L.H., Peterson F.F., Grossman R.B. (1966). Morphological and genetic sequences of carbonate accumulation in desert soils // *Soil Sci.*, 101(5): 347–360. DOI: 10.1097/00010694-196605000-00001
- Giralt et al., 2001 – Giralt S., Julia R., Klerck J. (2001). Microbial biscuits of vaterite in Lake Issyk-kul (Republic of Kyrgyzstan) // *J. Sediment. Res.*, 71: 430–435.
- Grasby, 2003 – Grasby S.E. (2003). Naturally precipitating vaterite (μ-CaCO₃) spheres: Unusual carbonates formed in an extreme environment // *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(9): 1659–1666. DOI: 10.1016/S0016-7037(00)01304-2
- Hall, Taylor, 1971 – Hall A., Taylor J.D. (1971). The occurrence of vaterite in gastropod eggshells // *Mineral. Mag.*, 38: 521–524.
- Halley, 1977 – Halley R.B. (1977). Ooid fabric and fracture in the Great Salt Lake and the geologic record // *J. Sediment. Petrol.*, 47(3): 1099–1120.
- Hough et al., 2014 – Hough B.G., Fan M., Passey B.H. (2014). Calibration of the clumped isotope geothermometer in soil carbonate in Wyoming and Nebraska USA: implications for paleoelevation and paleoclimate reconstruction // *Earth Planet. Sci. Lett.*, 391: 110–120. DOI: 10.1016/j.epsl.2014.01.008
- Ievins et al., 1955 – Ievins A., Oshis F., Mateus E. (1955). Conditions for the formation of different modifications of calcium carbonate // *Latvijas PRS Zinatnu Akademijas Vestis*, 0002 91: 87–100.
- Jiang et al., 2017 – Jiang W., Pacella M.S., Athanasiadou D., Nelea V., Vali H., Hazen R.M., Gray J.J., McKee M.D. (2017). Chiral acidic amino acids induce chiral hierarchical structure in calcium carbonate // *Nature Communications*, 8: 15066. DOI: 10.1038/ncomms15066
- Kahle, 1974 – Kahle C.F. (1974). Ooids from Great Salt Lake, Utah, as an analogue for the genesis and diagenesis of ooids in marinelimestones // *J. Sediment. Petrol.*, 44(1): 30–39
- Kharitonova et al., 2014 – Kharitonova G.V., Sirotskii S.E., Chizhikova N.P., Konovalova N.S., Manucharov A.S., Tyugai Z., Utkina E.V. (2014). Microelements in fractions of bottom sediments of the Amur River // *Lithology and Mineral Resources*, 49(3): 201–212. DOI: 10.1134/S0024490214030031
- Kharitonova et al., 2017 – Kharitonova G.V., Kim V.I., Stenina A.S., Shesterkin V.P., Konovalova N.S. (2017). Composition of the Middle Amur Ice Cores after Catastrophic Flooding in 2013 // *Biogeosystem Technique*, 4(2): 189–206. DOI: 10.13187/bgt.2017.2.189
- Kolodny, 1974 – Kolodny Y., Gross S. (1974). Thermal metamorphism by combustion of organic matter: Isotopic and petrological evidence // *J. Geol.*, 82: 489–506.
- Kralj, 1990 – Kralj D., Brečević L., Nielson A. E. (1990) Vaterite growth and dissolution in aqueous solution I. Kinetics of crystal growth // *J. Crystal Growth.*, 104(4): 793–800. DOI: 10.1016/0022-0248(90)90104-S

- Lal et al., 2000 – Lal R., Kimble J.M., Eswaran H., Stewart B.A. (2000). Global Climate Change and Pedogenic Carbonates. CRC Press, Boca Raton, Fla.: Lewis, 305 p.
- Landi et al., 2003 – Landi A., Mermut A.R., Anderson D.W. (2003). Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils, Canada // *Geoderma*, 117: 143–156. DOI: 10.1016/S0016-7061(03)00161-7
- Langbein, 1961 – Langbein W.B. (1961). Salinity and Hydrology of Closed Lakes. U.S. Geological Survey Professional Paper. 20
- Lee Kabalah-Amitai et al., 2013 – Lee Kabalah-Amitai, Mayzel B., Kauffmann Y., Fitch A.N., Bloch L., Gilbert P.U., Pokroy B. (2013). Vaterite Crystals Contain Two Interspersed Crystal Structures // *Science*, 340(6131): 454–457. DOI: 10.1126/science.1232139
- Lowenstam, Abbott, 1975 – Lowenstam H.A., Abbott D.P. (1975). Vaterite: A mineralization product on the hard tissues of a marine organism (Ascidacea) // *Science*, 188: 363–365.
- Lucas, Andrews, 1996 – Lucas D., Andrews J.E. (1996). A re-examination of reported lacustrine vaterite in Holkham Lake, Norfolk, UK // *J. Sediment. Res.*, 66: 474–476.
- McConnell, 1960 – McConnell J.D.C. (1960). Vaterite from Ballycraig, Larne, Northern Ireland // *Mineral. Mag.*, 32: 535–544.
- Ogino et al., 1987 – Ogino T., Suzuki T., Sawada K. (1987). The formation and transformation mechanism of calcium carbonate in water // *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51: 2757–2767. DOI: 10.1016/0016-7037(87)90155-4
- Pedone, Norgauer, 2002 – Pedone V.A., Norgauer C.H. (2002). Petrology and Geochemistry of Recent Ooids from the Great Salt Lake, Utah. Great Salt Lake an Overview of Change. Utah Department of Natural Resources Special Publication, Salt Lake City, UT, 33–41.
- Plummer, Busenberg, 1982 – Plummer N. L., Busenberg E. (1982) The solubilities of calcite, aragonite and vaterite in CO₂ –H₂O solutions between 0 and 90°C, and an evaluation of the aqueous model for system CaCO₃ –O₂ –H₂O // *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46: 1011–1040. DOI: 10.1016/0016-7037(82)90056-4
- Prien, Frondel, 1947 – Prien E.L., Frondel C. (1947). Studies in urolithiasis; I. The composition of urinary calculi // *J. Urol.*, 57: 949–994.
- Pustovoytov, 1998 – Pustovoytov K. (1998). Pedogenic carbonate cutans as a record of the Holocene history of relic tundra–steppes of the Upper Kolyma Valley (North-Eastern Asia) // *Catena*, 34: 185–195. DOI: 10.1016/S0341-8162(98)00088-5
- Quigley, Dreimanis, 1966 – Quigley R.M., Dreimanis A. (1966). Secondary aragonite in a soil profile // *Earth and Planetary Science Lett.*, 1(5): 348–350. DOI: 10.1016/0012-821X(66)90022-7
- Rawle, 2017 – Rawle A. (2017). Basic principles of particle size analysis. Malvern Instruments Technical Paper MRK034 [Electronic resource]. URL: www.malvern.co.uk
- Rawlins et al., 2011 – Rawlins B.G., Henrys P., Breward N., Robinson D.A., Keith A.M., Garcia-Bajo M. (2011). The importance of inorganic carbon in soil carbon databases and stock estimates: a case study from England // *Soil Use Manag.*, 27: 312–320. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2011.00348.x
- Retallack, 2009 – Retallack G.J. (2009). Refining a pedogenic-carbonate CO₂ paleobarometer to quantify a middle Miocene greenhouse spike // *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 281: 57–65. DOI: 10.1016/j.palaeo.2009.07.011
- Rey et al., 2016 – Rey K.A., Mayo A.L., Tingey D.G., Nelson S.T. (2016). Late Pleistocene to Early Holocene Sedimentary History of the Lake Bonneville Pilot Valley Embayment, Utah-Nevada, USA // *Developments in Earth Surface Processes*, 20: 184–220. DOI: 10.1016/B978-0-444-63590-7.00010-X
- Rodgers, 1983 – Rodgers A. L. (1983). Common ultrastructural features in human calculi // *Micron Microscopia Acta*, 14: 219–224.
- Rowlands, Webster, 1971 – Rowlands D.L.G., Webster R.K. (1971). Precipitation of vaterite in lake water // *Nat. Phys. Sc.*, 229: 158.
- Silk, 1970 – Silk S.T. (1970). Factors governing polymorph formation in calcium carbonate. Unpubl. Ph.D. thesis. New York University. 133 p.
- Thomas, 2011 – Thomas D.S.G. (2011). Arid Zone Geomorphology: Process. John Wiley & Sons, Form and Change in Drylands.

- [Tompá et al., 2014](#) – Tompá É., Nyirő-Kósa I., Rostási A., Cserny T., Pásfai M. (2014). Distribution and composition of Mg-calcite and dolomite in the water and sediments of Lake Balaton // *Central European Geology*, 57(2): 113–136. DOI: 10.1556/CEuGeol.57.2014.2.1
- [Vecht, Ireland, 2000](#) – Vecht A., Ireland T.G. (2000). The role of vaterite and aragonite in the formation of pseudo-biogenic carbonate structures: Implications for martian exobiology // *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64: 2719–2725. DOI: 10.1016/S0016-7037(00)00381-1
- [Wing, 2016](#) – Wing D.W. (2016). Carbonates. In Lal R. (Ed.) *Encyclopedia of Soil Science*, CRC Press Taylor& Francis Group: 202–205.
- [Wolform, 2011](#) – Wolform R.L. (2011). The language of particle size // *J. GXP Compliance*, 15(2): 10–20.
- [Zamanian et al., 2016](#) – Zamanian K., Pustovoytov K., Kuzyakov Y. (2016). Pedogenic carbonates: Forms and formation processes // *Earth-Sci Rev.*, 157: 1–17. DOI: 10.1016/j.earscirev.2016.03.003

References

- [Albright, 1971](#) – Albright J.N. (1971). Vaterite stability. *Am. Mineral.*, 56: 620–624.
- [Amit et al., 2011](#) – Amit R., Simhai O., Ayalon A., Enzel Y., Matmon A., Crouvi O., Porat N., McDonald E. (2011). Transition from arid to hyper-arid environment in the southern Levant deserts as recorded by early Pleistocene cummulic Aridisols. *Quat. Sci. Rev.*, 30: 312–323. DOI: 10.1016/j.quascirev.2010.11.007
- [Arnou, Stephens, 1990](#) – Arnou T., Stephens D.W. (1990). Hydrological Characteristics of the Great Salt Lake, Utah; 1847–1986. *U.S. Geological Survey Water-Supply Paper*, 32.
- [Avarjaskin, 1970](#) – Avarjaskin L.P. (1970). Relief. Questions of geography of Amur region. *The Lower Amur. Nature*. Khabarovsk: 34–50.
- [Bazarova et al., 2018](#) – Bazarova V.B., Klimin M.A., Kopoteva T.A. (2018). Holocene dynamics of the East-Asian monsoon in the Lower Amur area. *Geography and natural resources*, 39(3): 239–247. DOI: 10.51134/S1875.37281803
- [Birkeland, 1999](#) – Birkeland P.W. (1999). *Soils and Geomorphology*. Oxford University Press, New York, 430 p.
- [Bishop et al., 2014](#) – Bishop J.L., Englert P.A.J., Patel S., Tirsch D., Roy A.J., Koeberl C., Böttger U., Hanke F., Jaumann R. (2014). Mineralogical analyses of surface sediments in the Antarctic Dry Valleys: coordinated analyses of Raman spectra, reflectance spectra and elemental abundances. *Phil. Trans. R. Soc., A* 372: 20140198. DOI: 10.1098/rsta.2014.0198
- [Borchardt, Lienkaemper, 1999](#) – Borchardt G., Lienkaemper J.J. (1999). Pedogenic calcite as evidence for an early Holocene dry period in the San Francisco Bay area, California. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 111: 906–918.
- [Carrozzi, 1962](#) – Carrozzi A.V. (1962). Cerebroid oolites. *Ill. State Acad. Sci.*, 55: 239–249.
- [Chizhikova et al., 2004](#) – Chizhikova N.P., Kharitonova G.V., Matyushkina L.A., Sirotskii S.E. (2004). Mineralogical composition of the clay fraction in soils, bottom sediments, and suspended matter in the middle and low reaches of the Amur River. *Eurasian Soil Sci.*, 37(8): 876–888.
- [Chizhikova et al., 2011](#) – Chizhikova N.P., Sirotskii S.E., Kharitonova G.V., Utkina E.V., Manucharov A.S., Konovalova N.S. (2011). Mineralogy and chemistry of finely dispersed bottom sediments in the Amur River. *Eurasian Soil Sci.*, 44(7): 781–793. DOI: 10.1134/S1064229311070039
- [Courty et al., 1994](#) – Courty M.-A., Marlin C., Dever L., Tremblay P., Vachier P. (1994). The properties, genesis and environmental significance of calcitic pendants from the high Arctic (Spitsbergen). *Geoderma*, 61: 71–102. DOI: 10.1016/0016-7061(94)90012-4
- [Eardley, 1938](#) – Eardley A.L. (1938). Sediments of Great Salt Lake, Utah. *Am. Assoc. Pet. Geol. Bull.*, 22: 1305–1411.
- [Egli, Fitze, 2001](#) – Egli M., Fitze P. (2001). Quantitative aspects of carbonate leaching of soils with differing ages and climates. *Catena*, 46: 35–62. DOI: 10.1016/S0341-8162(01)00154-0
- [Eswaran et al., 2000](#) – Eswaran H., Reich P.F., Kimble J.M., Beinroth F.H., Padmanabhan E., Moncharoen P. (2000). Global carbon stocks. In: Lal R., Kimble J.M., Eswaran H., Stewart B.A. (Eds.) *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*. CRC Press, Boca Raton, Fla: 15–25.
- [Flörke W., Flörke O., 1961](#) – Flörke W., Flörke O.W. (1961). Vateritbildung aus Gips in Soda-lösung. *Neues Jahrb. Mineral. Monatsh.*, 179–181.

[Fong, 1981](#) – *Fong C.C.R.* (1981). Vaterite associated with cone-in-cone calcite of carbonate concretions in Ordovician black shales, Ile-Aux-Grues, Ile-Aux-Oies, Quebec Appalachians. GSA Northeastern Section, Abstracts with Programs: 132–133.

[Friedman et al., 1993](#) – *Friedman G.M., Schultz D.J., Guo B., Sanders J.E.* (1993). Vaterite (an uncommon polymorph of CaCO₃): Occurrences in bore-holes demonstrate unexpected longevity. *J. Sediment. Petrol.*, 63: 663–664.

[Friedman, 1997](#) – *Friedman G.M.* (1997). A re-examination of reported lacustrine vaterite in Holkam Lake, Norfolk, UK, discussion. *J. Sediment. Res.*, 67(3): 616. DOI: 10.2110/jsr.67.616

[Friedman, Schultz, 1994](#) – *Friedman G.M., Schultz D.J.* (1994). Precipitation of vaterite (CaCO₃) during oil field drilling, *Mineral. Mag.*, 58: 401–408.

[Gibson et al., 1983](#) – *Gibson E.K., Wentworth S.J., McKay D.S.* (1983). Chemical Weathering and Diagenesis of a Cold Desert Soil from Wright Valley, Antarctica: an Analog of Martian Weathering Processes. Proceedings of the Thirteenth Lunar and Planetary Science Conference, Part 2. *Journal of Geophysical Research*, 88 Supplement A912–A928.

[Gile et al., 1966](#) – *Gile L.H., Peterson F.F., Grossman R.B.* (1966). Morphological and genetic sequences of carbonate accumulation in desert soils. *Soil Sci.*, 101(5): 347–360. DOI: 10.1097/00010694-196605000-00001

[Giralt et al., 2001](#) – *Giralt S., Julia R., Klerkx J.* (2001). Microbial biscuits of vaterite in Lake Issyk-kul (Republic of Kyrgyzstan). *J. Sediment. Res.*, 71: 430–435.

[Grasby, 2003](#) – *Grasby S.E.* (2003). Naturally precipitating vaterite (μ-CaCO₃) spheres: Unusual carbonates formed in an extreme environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(9): 1659–1666. DOI: 10.1016/S0016-7037(00)01304-2

[Hall, Taylor, 1971](#) – *Hall A., Taylor J.D.* (1971). The occurrence of vaterite in gastropod eggshells. *Mineral. Mag.*, 38: 521–524.

[Halley, 1977](#) – *Halley R.B.* (1977). Ooid fabric and fracture in the Great Salt Lake and the geologic record. *J. Sediment. Petrol.*, 47(3): 1099–1120.

[Hough et al., 2014](#) – *Hough B.G., Fan M., Passey B.H.* (2014). Calibration of the clumped isotope geothermometer in soil carbonate in Wyoming and Nebraska USA: implications for paleoelevation and paleoclimate reconstruction. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 391: 110–120. DOI: 10.1016/j.epsl.2014.01.008

[Ievins et al., 1955](#) – *Ievins A., Oshis F., Mateus E.* (1955). Conditions for the formation of different modifications of calcium carbonate. *Latvijas PRS Zinatnu Akademijas Vestis*, 0002(91): 87–100.

[Jiang et al., 2017](#) – *Jiang W., Pacella M.S., Athanasiadou D., Nelea V., Vali H., Hazen R.M., Gray J.J., McKee M.D.* (2017). Chiral acidic amino acids induce chiral hierarchical structure in calcium carbonate. *Nature Communications*, 8: 15066. DOI: 10.1038/ncomms15066

[Kahle, 1974](#) – *Kahle C.F.* (1974). Ooids from Great Salt Lake, Utah, as an analogue for the genesis and diagenesis of ooids in marinelimestones. *J. Sediment. Petrol.*, 44(1): 30–39.

[Kharitonova et al., 2014](#) – *Kharitonova G.V., Sirotskii S.E., Chizhikova N.P., Konovalova N.S., Manucharov A.S., Tyugai Z., Utkina E.V.* (2014). Microelements in fractions of bottom sediments of the Amur River. *Lithology and Mineral Resources*, 49(3): 201–212. DOI: 10.1134/S0024490214030031

[Kharitonova et al., 2017](#) – *Kharitonova G.V., Kim V.I., Stenina A.S., Shesterkin V.P., Konovalova N.S.* (2017). Composition of the Middle Amur Ice Cores after Catastrophic Flooding in 2013. *Biogeosystem Technique*, 4(2): 189–206. DOI: 10.13187/bgt.2017.2.189

[Kolodny, 1974](#) – *Kolodny Y., Gross S.* (1974). Thermal metamorphism by combustion of organic matter: Isotopic and petrological evidence. *J. Geol.*, 82: 489–506.

[Kralj, 1990](#) – *Kralj D., Brečević L., Nielson A. E.* (1990). Vaterite growth and dissolution in aqueous solution I. Kinetics of crystal growth. *J. Crystal Growth*, 104(4): 793–800. DOI: 10.1016/0022-0248(90)90104-S

[Lal et al., 2000](#) – *Lal R., Kimble J.M., Eswaran H., Stewart B.A.* (2000). Global Climate Change and Pedogenic Carbonates. CRC Press, Boca Raton, Fla.: Lewis, 305 p.

[Landi et al., 2003](#) – *Landi A., Mermut A.R., Anderson D.W.* (2003). Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils, Canada. *Geoderma*, 117: 143–156. DOI: 10.1016/S0016-7061(03)00161-7

- Langbein, 1961 – Langbein W.B. (1961). Salinity and Hydrology of Closed Lakes. *U.S. Geological Survey Professional Paper*, 20.
- Lee Kabalah-Amitai et al., 2013 – Lee Kabalah-Amitai, Mayzel B., Kauffmann Y., Fitch A.N., Bloch L., Gilbert P.U., Pokroy B. (2013). Vaterite Crystals Contain Two Interspersed Crystal Structures. *Science*, 340(6131): 454–457. DOI: 10.1126/science.1232139
- Lowenstam, Abbott, 1975 – Lowenstam H. A., Abbott D. P. (1975). Vaterite: A mineralization product on the hard tissues of a marine organism (Ascidacea). *Science*, 188: 363–365.
- Lucas, Andrews, 1996 – Lucas D., Andrews J. E. (1996). A re-examination of reported lacustrine vaterite in Holkham Lake, Norfolk, UK. *J. Sediment. Res.*, 66: 474–476.
- McConnell, 1960 – McConnell J. D. C. (1960). Vaterite from Ballycraigy, Larne, Northern Ireland. *Mineral. Mag.*, 32: 535–544.
- Nikonov, Anisimova, 1974 – Nikonov I.I., Anisimova L.N. (1974). Amur region. *The Lower Amur. Economy*, 2, Khabarovsk: 83–100.
- Ogino et al., 1987 – Ogino T., Suzuki T., Sawada K. (1987). The formation and transformation mechanism of calcium carbonate in water, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51: 2757–2767. DOI: 10.1016/0016-7037(87)90155-4
- Pedone, Norgauer, 2002 – Pedone V.A., Norgauer C.H. (2002). Petrology and Geochemistry of Recent Ooids from the Great Salt Lake, Utah. Great Salt Lake an Overview of Change. Utah Department of Natural Resources Special Publication, Salt Lake City, UT, 33–41.
- Plummer, Busenberg, 1982 – Plummer N. L., Busenberg E. (1982) The solubilities of calcite, aragonite and vaterite in CO₂–H₂O solutions between 0 and 90°C, and an evaluation of the aqueous model for system CaCO₃–O₂–H₂O, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 46: 1011–1040. DOI: 10.1016/0016-7037(82)90056-4
- Prien, Frondel, 1947 – Prien E. L., Frondel C. (1947). Studies in urolithiasis; I. The composition of urinary calculi. *J. Urol.*, 57: 949–994.
- Pustovoytov, 1998 – Pustovoytov K. (1998). Pedogenic carbonate cutans as a record of the Holocene history of relic tundra–steppes of the Upper Kolyma Valley (North-Eastern Asia). *Catena*, 34: 185–195. DOI: 10.1016/S0341-8162(98)00088-5
- Quigley, Dreimanis, 1966 – Quigley R.M., Dreimanis A. (1966). Secondary aragonite in a soil profile. *Earth and Planetary Science Lett.*, 1(5): 348–350. DOI: 10.1016/0012-821X(66)90022-7
- Rawle, 2017 – Rawle A. (2017). Basic principles of particle size analysis. Malvern Instruments Technical Paper MRK034 [Electronic resource]. URL: www.malvern.co.uk
- Rawlins et al., 2011 – Rawlins B.G., Henrys P., Breward N., Robinson D.A., Keith A.M., Garcia-Bajo M. (2011). The importance of inorganic carbon in soil carbon databases and stock estimates: a case study from England. *Soil Use Manag.*, 27: 312–320. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2011.00348.x
- Retallack, 2009 – Retallack G.J. (2009). Refining a pedogenic-carbonate CO₂ paleobarometer to quantify a middle Miocene greenhouse spike. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, 281: 57–65. DOI: 10.1016/j.palaeo.2009.07.011
- Rey et al., 2016 – Rey K.A., Mayo A.L., Tingey D.G., Nelson S.T. (2016). Late Pleistocene to Early Holocene Sedimentary History of the Lake Bonneville Pilot Valley Embayment, Utah-Nevada, USA. *Developments in Earth Surface Processes*, 20: 184–220. DOI: 10.1016/B978-0-444-63590-7.00010-X
- Rodgers, 1983 – Rodgers A.L. (1983). Common ultrastructural features in human calculi. *Micron Microscopia Acta*, 14: 219–224.
- Rowlands, Webster, 1971 – Rowlands D.L.G., Webster R.K. (1971). Precipitation of vaterite in lake water. *Nat. Phys. Sc.*, 229: 158.
- Silk, 1970 – Silk S.T. (1970). Factors governing polymorph formation in calcium carbonate. Unpubl. Ph.D. thesis. New York University. 133 p.
- Strakhov et al., 1954 – Strakhov N.M., Brodskaya N.G., Knyazeva L.M., Razzhivina A.N., Rateev M.A., Sapozhnikov D.G., Shishova E.S. (1954). The main features of incoming sedimentary material in modern inland reservoirs. Moscow: Publishing House of AS SSSR, 792.
- Thomas, 2011 – Thomas D.S.G. (2011). *Arid Zone Geomorphology: Process, Form and Change in Drylands*. John Wiley & Sons, Form and Change in Drylands.

- [Tompa et al., 2014](#) – Tompa É., Nyirö-Kósa I., Rostási A., Cserny T., Pásfai M. (2014). Distribution and composition of Mg-calcite and dolomite in the water and sediments of Lake Balaton. *Central European Geology*, 57(2): 113–136. DOI: 10.1556/CEuGeol.57.2014.2.1
- [Vecht, Ireland, 2000](#) – Vecht A., Ireland T.G. (2000). The role of vaterite and aragonite in the formation of pseudo-biogenic carbonate structures: Implications for martian exobiology. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64: 2719–2725. DOI: 10.1016/S0016-7037(00)00381-1
- [Wing, 2016](#) – Wing D.W. (2016). Carbonates. In Lal R. (Ed.) *Encyclopedia of Soil Science*, CRC Press Taylor& Francis Group: 202–205.
- [Wolform, 2011](#) – Wolform R.L. (2011). The language of particle size. *J. GXP Compliance*, 15(2): 10–20.
- [Zamanian et al., 2016](#) – Zamanian K., Pustovoytov K., Kuzyakov Y. (2016). Pedogenic carbonates: Forms and formation processes. *Earth-Sci Rev.*, 157: 1–17. DOI: 10.1016/j.earscirev.2016.03.003

Карбонат кальция в эдафических компонентах экосистем

Галина Владимировна Харитоновна ^{a, *}, Евгений Викторович Шеин ^{b, c},
Валерия Олеговна Крутикова ^{a, d}, Андрей Вячеславович Остроухов ^a

^a Институт Водных и Экологических Проблем, Дальневосточное отделение РАН, Российская Федерация

^b МГУ им. М.В. Ломоносова, Российская Федерация

^c Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Российская Федерация

^d Институт Тектоники и Геофизики им. Ю.А. Косыгина, Дальневосточное отделение РАН, Российская Федерация

Аннотация. Карбонат кальция – важный компонент эдафических компонентов экосистем (почвы, речные и озерные донные отложения, взвеси). Из трех полиморфных модификаций CaCO₃ (кальцит, арагонит, ватерит) наиболее изучен кальцит. Две другие, менее стабильные и более растворимые модификации, изучены недостаточно, хотя они являются важными прекурсорами многих карбонат-образующих систем. В работе рассмотрены некоторые примеры проявления ватерита и арагонита в речном льду, торфяных отложениях, речных и озерных донных отложениях различных природных зон – реки Амур, Симми (бассейн Амура, Хабаровский край, РФ) и Иордан (Иордания), Большое Соленое озеро (США). Показано, что ватерит в присутствии низкомолекулярных аминокислот может стабилизироваться в виде тороидных супраструктур *ex* и *in situ*. Эти микроформы μ -CaCO₃ имеют внутренний диаметр 8–10 мкм и радиус поперечного сечения около 1 мкм. Считается, что в природных условиях ватерит неустойчив. Однако, наши исследования показали, что его тороидные формы весьма устойчивы. Так, возраст торфяных отложений Приамурья, в которых тороидные микроформы ватерита были обнаружены, составляет более 6 тыс. лет. Другая полиморфная модификация CaCO₃, арагонит, стабилизируется при экстремальной высокой концентрации солей, как например, знаменитые арагонитовые ооиды Большого Соленого озера, формирование которых проходило на протяжении большей части голоцена. Однако на побережье озера вне зоны “обитания” (соленая вода озера) они начинают разрушаться.

Ключевые слова: карбонат кальция, кальцит, арагонит, ватерит, речные и озерные донные отложения.

* Корреспондирующий автор

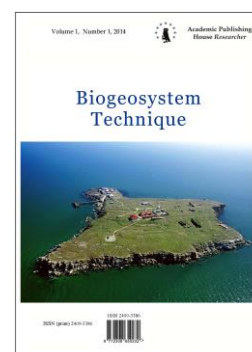
Адреса электронной почты: gkharitonova@mail.ru (Г.В. Харитоновна)

Copyright © 2018 by Academic Publishing House Researcher s.r.o.



Published in the Slovak Republic
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
E-ISSN: 2413-7316
2018, 5(2): 213-228

DOI: 10.13187/bgt.2018.2.213
www.ejournal19.com



Re-inventing Agriculture!

Anton O. Nigten ^{a, *}

^a Salt of the Earth, Wageningen, The Netherlands

Abstract

During the last 200 years the idea became paramount that crops grow well on inorganic artificial fertilizers. After World War two there was a high pressure in the USA and Western Europe to stop investigating other forms of plant feeding. At the end of the 19th century there was the controversy between Béchamp and Pasteur about microbes. Béchamp defended the idea that the circumstances create diseases in plants and animals, and Pasteur was of the opinion that it was mere accident. Pasteur won, but not on scientific grounds. During these 200 years the debate never stopped completely. Inorganic fertilizing with a strong focus on nitrogen, potassium and phosphorus led to crops which were more and more out of balance. A reaction was unavoidable. Many scientists concentrated their efforts on the risks of unbalanced crops. Especially for cattle. But only few scientists translated these findings into the risks for humans. Other groups found out that the ideas of Pasteur on microbes were incorrect. Microbes attack higher organisms when the macro elements are not in balance and nitrogen is not converted into proteins.

In this paper I tried to investigate the risks of the dominant paradigm in the science of feed and nutrition with regard to fertilizing and health. I developed optimal rations for the macro elements potassium, sodium, calcium, magnesium and phosphorus. And with these optimal ratios we can see where things go wrong. Through the quality of the feed and fodder the quality of the milk has gone down, and the risk of mastitis has gone up, and important crops like potatoes, tomatoes and fruits are not in balance and have lost their natural resistance, their qualities and their taste. As a consequence in many countries people don't get enough magnesium – the key element for staying healthy. In most of the food research the role of magnesium is completely ignored.

The second line is about the role of the microbes in health and disease. The recent research regarding the role of viroids in our cells starts where the work of Béchamp ended. Only a small group of scientists continued finding out about the role of microbes smaller than bacteria. There was a special focus on their role in cancer. But with the recent findings of Pradeu and his colleagues about their role in supporting our health the focus is back on their unmissable role in the health of plants, animals and men. The main question is when and why these symbiotic viroids stop being symbiotic and start being pathogenic. The balanced minerals and trace elements are the main clue.

Keywords: agriculture, protein, fertilizers, pesticides, human health.

1. Introduction

In the twentieth century, after World War Two, modern agriculture based on NPK salts and liming for pH became the dominant practise in many countries (Visser, 2010). The idea was that high yields with the help of nitrate, ammonium, potassium and phosphorus salts, and regular liming

* Corresponding author

E-mail addresses: aonigten@hotmail.com (A.O. Nigten)

was the best and only solution to feed the fast growing World population. In the beginning it seemed a hopeful and good solution. Yields went up. But very soon it became clear that we had to pay a price that became higher and higher: the growing need for more and more pesticides; the necessity to use more and more artificial fertilizers for the same yields; the loss of many traditional animal and plant varieties; damage to local and regional ecosystems; a strong need for fossil energy to produce the artificial fertilizers and pesticides; imbalance of the nutrients in food and feed, grown with artificial fertilizers and/or low quality composts and animal dungs; less and less trace elements in food and feed; loss of water holding capacity and loss of organic matter in the soils; soil erosion; salinisation and sodification of land; loss of biodiversity in and outside agriculture.

But what to do? Improve the quality of the inorganic fertilizers? Combine them with more carbon in order to get higher levels of organic matter in the soils? Extra composts? Only composts and/or animal dung? Select special mixes of microbes in order to restore the loss of micro organisms in the top soil, as Bayer does?

In my view this is not enough! Or better, it doesn't solve the problem, because the basis is wrong. We should not feed our crops solely with salts. We need in fact a new paradigm for the feeding of our crops, and with them the feeding of animals and men. At least part of the plantfoods must be living food and organic food.

2. Current results, discussion and outlines of a new paradigm concerning fertilizing and health

In nature plants feed themselves. Or better: plants feed themselves with the help of countless and for the biggest part unknown micro-organisms. We know about their symbiosis. We have rough ideas about how this symbiosis works. But no more than that. We know only 3–5 % of all the bacteria in the World and some microbiologists say we know only 1 % of them. We know even less about archaea, viruses, viroids, bacteriophages, viroplasmids, and biofilms (Cho et al., 2007).

And of this 1–5 % we got to know, we know almost nothing. The controversy between Béchamp and Pasteur between 1870 and 1895 about polymorphism and monomorphism of bacteria is still there, after almost 150 years of complete denial of polymorphism in the academic World, at least in Europe and the USA. The work of Béchamp (1912), Almquist (1925), Enderlein (Krämer, 2012), Naessens (1995), Russel (1890), Rusch (1968), Altenburg (1946), Schanderl (1947), Kutikhin et al. (2012), Yaghobee (2015), Kajander et al. (1998), Ciftçioğlu (2010), Cantwell (1990, 2003), Mattman (1994), Klieneberger-Nobel (1949, 1951), Livingston-Wheeler et al. (1947, 1977), Alexander-Jackson (1956), Diller (1962), Seibert (1972), and many others has made clear that there exist pleomorphic forms, bigger and smaller than the classic bacteria, and that they play a role in many chronic inflammations, when the symbiosis is disturbed. And especially the work of Enderlein, about whom Krämer (2012) has written her thesis, and Naessens (Bird, Naessens, 1991; Hiller, 2018; Naessens, 1995) has given us an idea about the life cycle of these pleomorphic forms. Enderlein saw 12–16 different stages and Naessens saw also 16 different stages under the microscope – all stages from very small to very big and back again... These 'polymorphic' scientists have given many names to the smaller forms: L forms; nanobacteria; cell wall deficient bacteria; protids; somatids; microzymas; viroids etc.

Naessens postulated that the small forms from stage 1–3 support the health of plants, animals and men:

“Cell division cannot take place without these busy, glowing bodies, Naessens postulated, because in the course of its cycle the somatid releases the growth hormone trephone, which enables cells to divide and multiply” (Hiller, 2018).

And he thought, like Enderlein, there is a moment in their life cycle – if they become bigger than stage 3 – that they become parasites. Many of these scientists think they are also the organisms which play a role in the origin and growth of cancer. Cancer in this view originates in the cells themselves. The same situation is for AIDS.

Rusch postulated that the tiny microbial forms develop from the bacteria and fungi after plant residuals and animal dung have been broken down by bacteria and fungi in the topsoil (Rusch, 1968). When the breakdown of plant residuals and dung is completed in autumn, winter and early spring the bacteria themselves are falling apart, and the tiniest organisms which result

from this breakdown are in turn the new symbionts, the helpers of young plants when the new season starts in the spring. Rusch and others regard them as the origins of life.

The falling apart is probably the work of the bacteriophages on the mucous surfaces in the soil, comparable to the role of bacteriophages on the mucus in our intestines (Barr et al., 2013):

“In diverse metazoans, body surfaces that interact with the environment are covered by a protective layer of mucus. Because these mucus layers provide favorable habitats for bacteria, they serve as the point of entry for many pathogens and support large populations of microbial symbionts. Also present are diverse phages that prey on specific bacterial hosts. Moreover, phage concentrations in mucus are elevated relative to the surrounding environment (an average 4.4-fold increase for a diverse sample of invertebrate and vertebrate metazoans; (...)). The increased concentration of lytic phage on mucosal surfaces provides a previously unrecognized metazoan immune defense affected by phage lysis of incoming bacteria (Barr et al., 2013).

The soil is in Rusch view the great cleaner. In a healthy soil all pathogens are falling apart in the end. The fertility and vitality of a good soil does not rely so much on the salts which feed the plants, but on the presence of these tiny forms, according to Rusch. Béchamp, Naessens and Livingston came, (independent from each other??), to the same conclusion: the small entities are indispensable for the higher creatures – plants, animals and men. And they live in our cells and body fluids in great numbers (Figure 1).

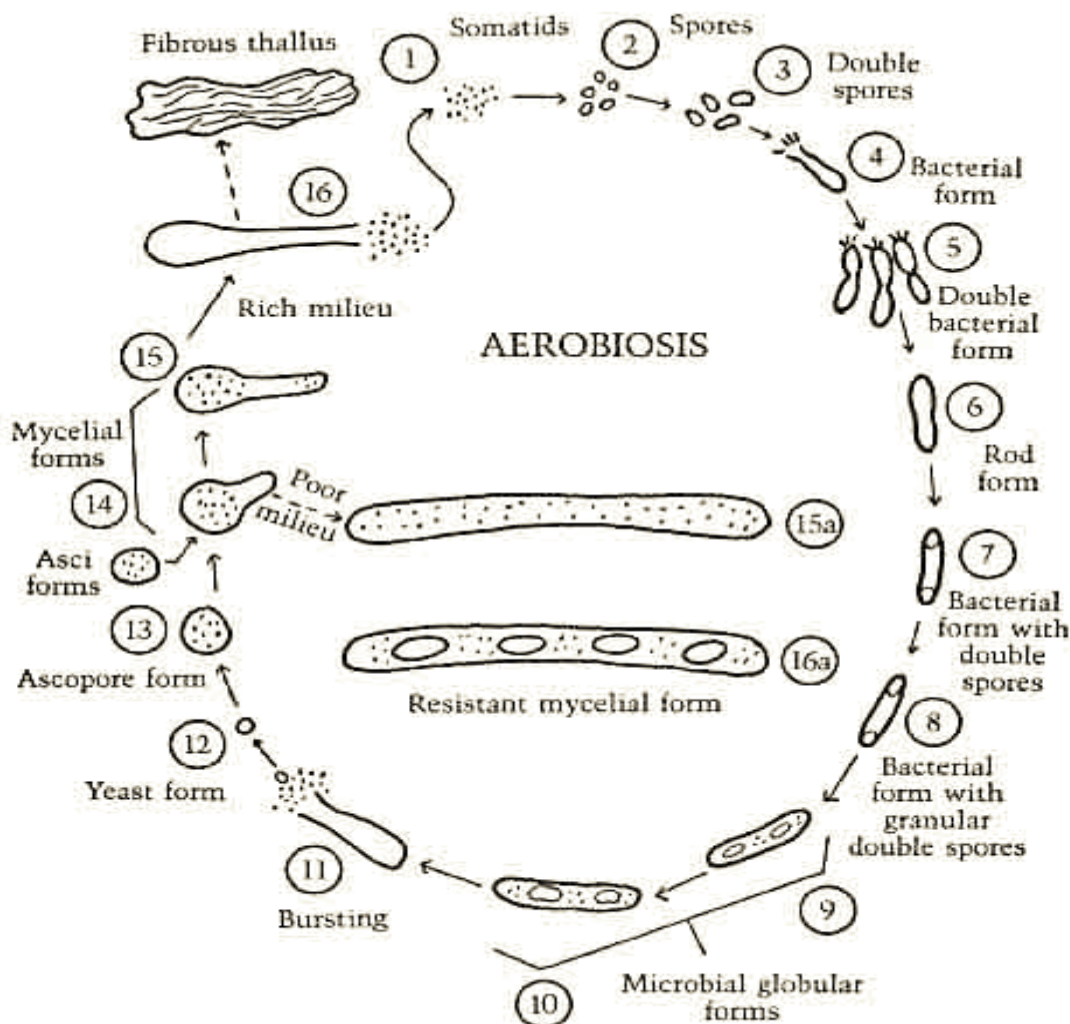


Fig. 1. The sixteen stages Naessens distinguished during microbial growth (Hiller, 2018)

At what stage they become pathogenic is not clear. Naessens has thought after the stage three. But today we know that nanobacteria are playing a role in low grade inflammation (Çiftçioğlu,

2010). So maybe only the first stage, which Enderlein called the protids (Krämer, 2012), is a save stage.

The overview of Thomas Pradeu (2016) “Mutualistic Viruses and the Heteronomy of Life” confirms in a way these roles of viruses living in cells. One example from his overview:

“The panic grass, *Dichanthelium lanuginosum*, grows in soils that are extremely hot (>50°C). This thermal tolerance requires a mutualistic fungus, *Curvularia protuberata*. Yet, the thermal tolerance is in fact mediated by a symbiotic virus within the symbiotic Fungus”.

But what about NPK and lime? What do these salts have to do with life in the soil and symbiotic relations? In general you can say that these salts kill many of the soil microbes and they use up the carbon in the soil. Many soils become acid and lack oxygen. So many functions of life in the soil are lost. Krasil'nikov has collected a lot of studies on the role of soil microbes and their relation with higher plants (Krasil'nikov, 1958):

- The symbiotic soil microbes augment the resistance of plants to their pathogens in return for a.o. sugars;
- They make the food in the soil available for plants: nitrogen; phosphor; potassium; magnesium; trace elements etc. The metals become organically bound metals;
- They produce hormones and other plant stimulating compounds: auxins; gibberlins and other;
- And they split nitrogen from the air and make N compounds which plants can use;
- They feed the earthworms.

And research in organic agriculture has proven that the microbes, the worms and many other small creatures in the soil ensure that the structure in the soil is kept open: water and air can go into the soil and carbonic acid can go out. The carbonic acid supports in its turn the growth of the plants which catch the CO₂ that evaporates from the soil with their stomata (Reinau, 1927; Lundegardh, 1924). The soil particles are covered with a layer of slime by the microbes and the earth worms, which bind them together. A living soil can store much more water than soils devoid of life. And an open soil is able to let the excess water from the rains go through it. Potassium chloride makes ‘concrete’ from soils when too much is given (Khan, 2013). The same for sodium salts (Howard, 1943) and magnesium salts. Too much is detrimental.

In areas where there is little rain the salts accumulate in the topsoil. Like in Pakistan which has a lot of salinated areas. But also in the Netherlands we have many soils with too high electric conductivity through the salts we give in excess. There are soils in the Dutch horticulture which have so much elements in it that the plants can grow for years, without additional fertilizers. Some soils contain enough phosphor for thirty years continuous growth. These soils need only microbes to free these nutrients, e.g. mycorrhiza's. Chaboussouh developed the theory that a plant which can't convert reduced sugars and amino acids into complex sugars and proteins will be attacked by insects. Insects can't eat complex sugars or proteins (Chaboussouh, 2005). For a good conversion plants need enough macro elements like calcium and magnesium, and trace elements. And the role of sodium is – especially in dairy farming – underestimated. For cows grasses with enough sodium are a must. And they are fond of it (Chi, Phillips, 1995).

Swerczek, an american veterinarian, saw that the fodder for the cows, horses and sheep has very often too much potassium and nitrate and too little sodium, magnesium and calcium. These animals developed what he called the potassium nitrate syndrome, a syndrome with a lot of health problems: tetany; infertiliy; skin lesions*; dead calves, lambs and foals; enteritis; mastitis; claw or hoof problems etc (Swerczek, 2002, 2012, 2018a, 2018b).

The quality of the cow milk in the Netherlands has gone down dramatically: less magnesium, manganese; selenium; iron; copper; less vitamin D; E; A and B. And probably also less vitamin K2 (Table 1).

* These lesions are in fact a consequence of low magnesium levels. Low through high K and/or high sodium (Bredon, Dugmore, 1985).

Table 1. Quality of the cow milk in the Netherlands, according to Agrifirm, Sprayfo and the Flemish Ministry of Agriculture

Cow milk in the Netherlands is at many dairy farms no longer suitable for the calves
The milk is too fat (it contains two times more fat than the calf needs). The calves are at risk of getting diarrhea. They can't metabolize the fat properly [too much omega 6 and too little omega 3).
The cow milk contains 1.5 times the amount of protein a calf needs. Too much urea in the milk is a risk.
The magnesium content should be twice as high (Flemish Ministry of agriculture)
The copper content is 8 times too low
The selenium content is 16 times too low
The iron content is 16 times too low
The manganese content is 33 times too low
The vitamin B1 content is too low;
The vitamin A is 2,5 times too low
The vitamin D3 is 10,3 times too low
The vitamin E content is 15 times too low, according to the Flemish Ministry of Agriculture.
The vitamin K2 content is probably much too low. But the milk industry doesn't measure it.

And more and more people who eat animal protein can't digest it completely, or correctly. Normally the liver is able to break down the proteins the body doesn't need. And the breakdown products – urea; phosphate – are eliminated through the kidneys. But the Liver of many people can't break down the proteins properly. Part of the proteins/amino acids pile up in the capillaries and the connective tissues. There they induce many protein storage diseases. The cells of the body don't get enough food, oxygen and water because of these proteins which block the passages of the capillaries and the connective tissues. And the waste products of the digestion and burning processes in the cells can't leave the connective tissues in time. Lothar Wendt who is the discoverer of this clogging, advised for recovery to eat a. no more meat and other animal proteins for at least a month to six weeks, and b. then, when in the end the stacked proteins are removed from the body, to eat less animal protein anyhow, or not at all. To accelerate the elimination of the stacked proteins he also used blood letting (Wendt, 1983).

Lothar Wendt (1983) supposed that hereditary factors are responsible for the fact that the livers of many people are not able to digest animal protein properly. This statement can only be true if the genetic basis of all these people has changed in a very short time, which is not the case. The simple reason why livers are no longer able to digest animal protein fully is that the animals have another 'composition' of their bodies through bad food, and so their cells: macro elements in the meat and eggs are no more in balance; trace elements and vitamins are low or missing. Like in the milk in the Netherlands. The more complicated explanation is that the animal cells are missing part of their microzymas, the tiny microbes which Béchamp called mycrozymas (a contraction of micro and enzymes) (Douglas Hume, 1948). In fact all farm animals which we produce are sick – chronically ill, kept alive with antibiotics etc., but not dying a natural death from their diseases because they go to the butcher before. Dairy cows in the Netherlands become five years old on average.

Their microzymas or somatids have probably reached a growth phase above the third stage and have become parasites, because the animals become too acid. But, according to Ciftcioglu (2010) they do so already as nanobacteria, also before reaching the bacterial stage.

And the animals are presumably already reprogrammed during their fetal growth through imbalances in macro elements, and lack of trace elements and vitamins. In order to survive the fetus adapts itself to shortages and imbalances. Later in life this reprogramming shows its price. Pottenger (1937, 1939, 1946) found out in his cat-research that it takes three generations for complete recovering from feeding on bad food: pasteurised milk; heated flesh (Cropley, 2014). The theory of reprogramming during fetal growth is developed by (Barker, 2013). So for human fetuses it is the same. Barker came to the same conclusion for de-programming. It takes three generations.

Seelig (1981), Abraham (1982, 1990) and Schroll (1992) have shown that an imbalance between the serum electrolytes and the cell electrolytes is mostly caused by a shortage of

magnesium. In the long run a shortage of magnesium causes the loss of potassium from the cells and an influx of sodium, calcium and protons into the cells. The electrolyte balance is disrupted. The proper functioning of the cells is at issue. This is one of the causes of heart diseases (Seelig, 1981; Abraham, 1982, 1990; Schroll, 1992).

And if the mitochondria in the cells are missing magnesium, the citric acid cycle is disturbed. After some time the cells can no longer use oxygen for the energy production. And the cells start fermenting pyruvic acid for energy production. Then the risk is there that cancer cells develop. Cancer cells don't use oxygen but ferment pyruvic acid into lactic acid. Warburg already discovered these facts (Warburg, 1956). He postulated that the disfunctioning of the mitochondria is at the base of cancer. But he didn't know magnesium was the key element for the proper functioning of the mitochondria.

"Warburg hypothesized that cancer growth is caused by tumor cells generating energy (as, e.g., adenosine triphosphate/ATP) mainly by anaerobic breakdown of glucose (known as fermentation, or anaerobic respiration). This is in contrast to healthy cells, which mainly generate energy from oxidative breakdown of pyruvate. Pyruvate is an end product of glycolysis, and is oxidized within the mitochondria. According to Warburg, hence, cancer should be interpreted as a mitochondrial dysfunction".

"Cancer, above all other diseases, has countless secondary causes. But, even for cancer, there is only one prime cause. Summarized in a few words, the prime cause of cancer is the replacement of the respiration of oxygen in normal body cells by a fermentation of sugar".

"Warburg continued to develop the hypothesis experimentally, and gave several prominent lectures outlining the theory and the data" (https://en.wikipedia.org/wiki/Otto_Heinrich_Warburg).

If the calcium/magnesium balance is too high for a longer period, then the soft parts of the body begin to calcify, and the bones and dents become weak. For the balance of the macro-elements I derived the following rules from the relevant literature for food and fodder in relation to the health of animals and men (Table 2).

Table 2. Rules for food and fodder

Ratio in the combined daily food and fodder	Optima	Regulation of:
Potassium/Sodium	2-4 (max 7 to 10 (?))	Acid base balance; water retention; blood pressure
Potassium/magnesium	2-5 (max 7)	Electrolyte balance; citric acid cycle; energy production; protein, carbohydrate and fat metabolism; impulse conduction;
Calcium/Magnesium	1-2	Uptake of calcium; regulation of calcium metabolism; bone health; (de)calcification of the weak tissues; electrolyte balance; health of the hearth, and of cells (cancer);
Calcium/Phosphor	1-3	Rickets; bone health; (de)calcification of bones and weak tissues; Stone formation; fertility;
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15-0.25; min 0.10	Magnesium is necessary for electrolyte balance; energy production; impulse conduction; protein, carbohydrate and fat metabolism; for K/Na balance; Ca/Mg balance; Ca/P balance; breakdown of proteins, carbohydrate and fats; prevention of stone formation; health of vital organs (brains; hearth; liver; kidney; pancreas; stomach); the immune system; prevention of depression; aggression regulation; prevention of cancer; removal of heavy metals and fluorine; 600 enzymes are magnesium dependent;
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2-2,2	This measure is developed to see if cows are at risk of grass tetany

Magnesiumchloride prevents inflammation through viruses, bacteria and fungi. If people and animals get enough magnesiumchloride on a daily basis, vaccination is no longer necessary (Neveu, 2009).

Magnesiumchloride, in combination with selenium, manganese, vitamin C, vitamin A, vitamin B, vitamin K2, zinc, iodide and other trace elements and vitamins can stop cancer in its early phase (Delbet, 1945; Ramesha, 1990; Voss, 2010; Abraham, 2005; Diehl, 1954; Tromp, 1954).

Too much calcium makes rigid; too much magnesium makes soft (our hearth can stop beating if our magnesium intake is too high in combination with poorly functioning kidneys).

In those areas where the soil contains high levels of magnesium as in most African countries (Joy et al., 2014) and in parts of France, people have less cancer and less depressions (Delbet, 1945). Suicide was much lower in these magnesium rich areas in France (Robinet, 1934). In the area in France with the highest level of magnesium in the soil, in Espalion, only 1 or 2 persons per 100.000 inhabitants died from cancer per year (Robinet, 1932, 1939). Potassium fertilizers and high dosages of lime (calcium carbonate), ammonia, and phosphate fertilizers hinder the uptake of magnesium by plants. The fertilizer sodium chloride can help to restore the balance in English ryegrass (*Lolium perenne*). In field trials in England the optimum dose was 173 kg/ha (Chiy, Phillips, 1995). Through sodium chloride potassium in the ryegrass went down and sodium, calcium and magnesium went up. Cows prefer sodium rich grass. But not all grasses (e.g. timothy-grass) can take up sodium. And giving too much (or too little) sodium is however detrimental.

Now I will show the effects of artificial fertilizers and of inferior organic fertilizers on crops:

- Grasses;
- Potatoes;
- Tomatoes;
- Fruits;
- Take away food.

1. Grasses:

In the Netherlands grass is heavily fertilized with slurry, year after year, almost always without amendments of missing macro elements and trace elements (Figure 2).

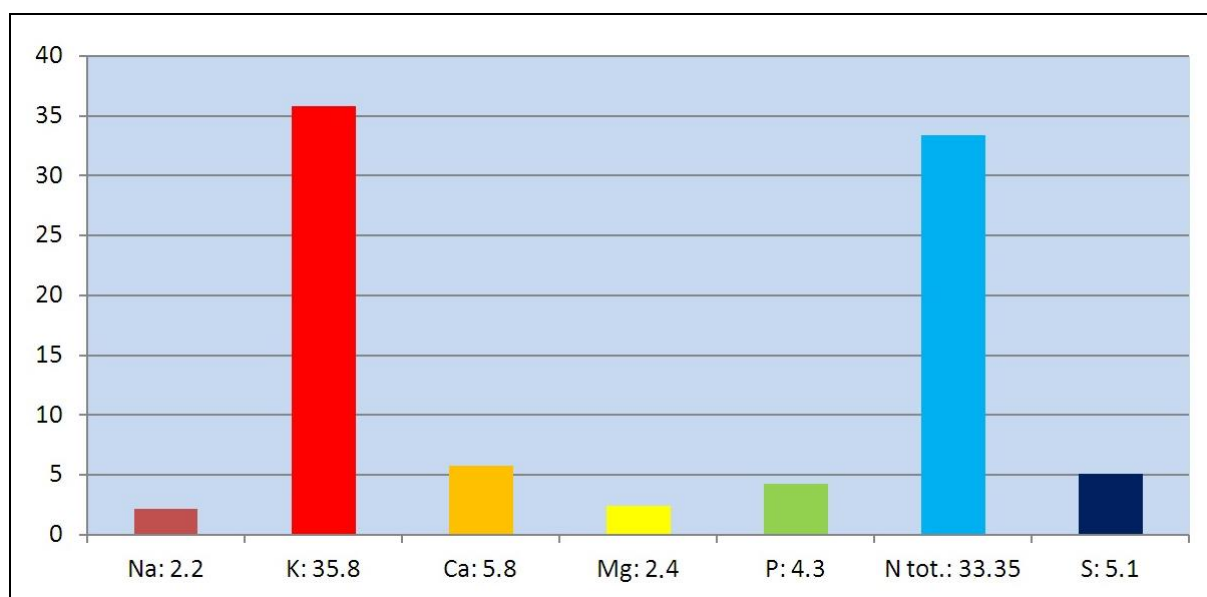


Fig. 2. Minerals and N in Dutch fresh grass (2014). Data from 60 conventional farms, g/kg DM Data from DMS

Conclusions:

- Potassium in this grass is far above the Dutch level for toxicity (30 g/kg DM) (CVB, 2005) and the American level for toxicity (20 g/kg DM) (Crawford, 2012).
- Sulphur is above the Dutch level for toxicity (CVB, 2005) and the American level for toxicity – University of California (Crawford, 2012), and University of Montana (Olson Rutz, 2014): 4.2 and 3 gr/kg DM respectively.

In English Field trials (Chiy, Phillips, 1995) made a correction by fertilizing with sodium chloride:

- Their grass had a completely different balance (Figure 3).

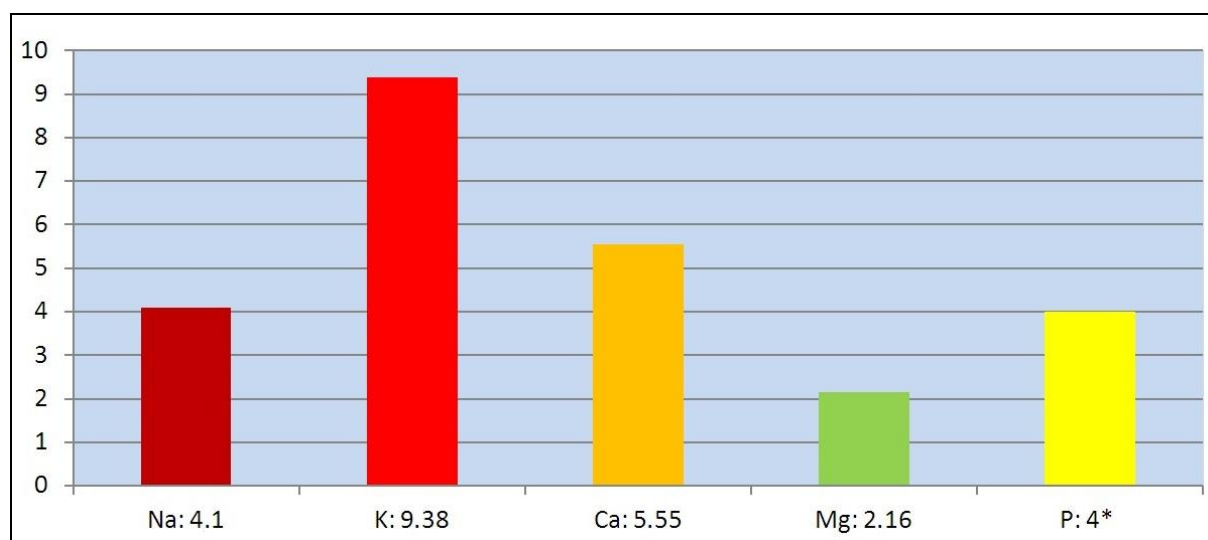


Fig. 3. Minerals in grass in a sodium trial of Chiy and Phillips (1995) (*P = estimated) (165 NaCl kg/ha)

How are the ratios of the Dutch grass and the grass of Chiy and Phillips compared with the optimal ratios (Table 3)?

Table 3. Ratios of the grass

Ratio	Optima	Dutch grass 2014	The grass of Chiy and Phillips (UK)
Potassium/ Sodium	2–4 (max 7–10)	16.3	2.3
Potassium/magnesium	2–5 (max 7)	14.9	4.3
Calcium/Magnesium	1–2	2.4	2.56
Calcium/Phosphor	1–3	1.3	1.4
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15–0.25; min 0.10	0.049	0.094
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2	1.9	0.52

Conclusion:

1. The Dutch grass is a health risk for the cattle;
2. The grass of Chiy and Phillips is almost measuring up to the standards. Some extra magnesium suffices. The health of the cows is not at risk. And as Chiy and Phillips stated: this grass is preferred by the cows;
3. Chiy and Phillips didn't measure sulphur.

2. Potatoes:

In 2012 The Dutch Louis Bolk institution did a trial to compare the effects of different fertilizer treatments on potato yield and potato quality (Burgt et al., 2012). In total they used thirteen treatments – organic fertilizers and inorganic fertilizers; slurry; and different compost types (CMC compost; pure vegetal composts; green composts) and different types of animal dung; and combinations. To have a good overview I selected 7 treatments. The other six don't deviate. And I calculated the ratios.

All the fertilizing systems which we apply in the Netherlands lead to comparable imbalances (Table 4).

Table 4. Potatoes

Ratio→ Treatment↓	K/Mg	K/Na	Ca/Mg	Ca/P	Mg/ (..)	K/(Ca+Mg) In Meq	N (g/kgdm)	Yield in tons/ha
Deep litter manure	25.5	230	0.77	0.23	0.033	5.41	8.8	28
Deep litter manure CMC	22.9	206	0.88	0.29	0.037	4.63	7.4	16
Deep litter manurecompost	22.7	>227	0.8	0.27	0.037	4.77	8.1	26.5
Artificial fertilizer	23	>207	1	0.34	0.037	4.46	8	24.5
Chicken dung + slurry	23.7	>213	0.88	0.29	0.036	4.79	8.8	26.5
GFT compost + slurry	24.2	>218	0.88	0.30	0.035	4.9	8.7	31.5
slurry	22.8	>205	0.88	0.32	0.037	4.61	8.1	25

Van iersel compost	22.4	202	0.88	0.29	0.037	4.54	6.9	16
Average	23.4	>200	0.87	0.29	0.036	4.76	8.1	24.25
Difference	Not great	Not great	Not great	Not great	small	There are differences	There are differences	great

- CMC is controlled microbial composting;
- GFT compost is compost prepared from residuals of vegetables, fruits and home gardens;
- Van iersel compost is compost made from wood residuals.

In the [Table 5](#) you can find the averages of [Table 4](#), compared with the optima of [Table 2](#).

Table 5. Averages ([Table 4](#)) compared with the optima ([Table 2](#))

Ratio	Optima	The average of the seven treatments:
Potassium/Sodium	2–4 (max 7–10)	>200
Potassium/magnesium	2–5 (max 7)	23.4
Calcium/Magnesium	1–2	0.87
Calcium/Phosphor	1–3	0.29
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15–0.25; min 0.10	0.036
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2	4.76

Conclusions:

- For all the ratios the differences between the treatments are small;
- There are great differences in yields;
- The potatoes from all treatments constitute a health risk. K/Ca+Mg) in mEq is more than double the upper limit.

3. Tomatoes:

In [Table 6](#) there are the ratios of cherry tomatoes, grown on rockwool from a dutch cherry tomato producer – so called quality tomatoes, and the ratios of average Dutch tomatoes.

Table 6. Ratios of cherry tomatoes

Ratio	Optima	Ratios of cherry tomatoes, grown on rockwool	Average Dutch tomatoes
Potassium/Sodium	2–4	131	133
Potassium/magnesium	2–5	63.7	33.2
Calcium/Magnesium	1–2	0.26	1.12
Calcium/Phosphor	1–3	0.29	0.34
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15–0.25; min 0.10	0.015	0.026
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2	17.15	6.12

Conclusions:

- The cherry quality tomatoes are a serious risk for health, even more than the average tomatoes;
- The K/Ca+Mg) in mEq is more than eight times the safe upper limit for cherry tomatoes, and more than 3 times the safe upper limit for the average tomatoes;
- The potassium level of the cherry tomatoes is with 87 g/kg DM almost three times the Dutch upper limit (30 g/kg DM).

4. Fruits:

The average ratios in Dutch fruits are as follows (ratios of cherry tomatoes ([Table 7](#))).

Table 7. Ratios in fruits

Ratio	optima	Average ratios in Dutch fruits inclusive citrus fruits
Potassium/Sodium	2-4	198
Potassium/magnesium	2-5	16.5
Calcium/Magnesium	1-2	0.92
Calcium/Phosphor	1-3	0.58
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15-0.25; min 0.10	0.052
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2	3.25

Conclusions:

- The average Dutch fruits are a serious risk for health, but less than the average tomatoes or the potatoes;
- The K/Ca+Mg) in mEq is too high but not that high as in tomatoes or potatoes;

The separate products is one thing, but what do the Dutch people get on average as far as macro elements are concerned ([Figure 4](#))?

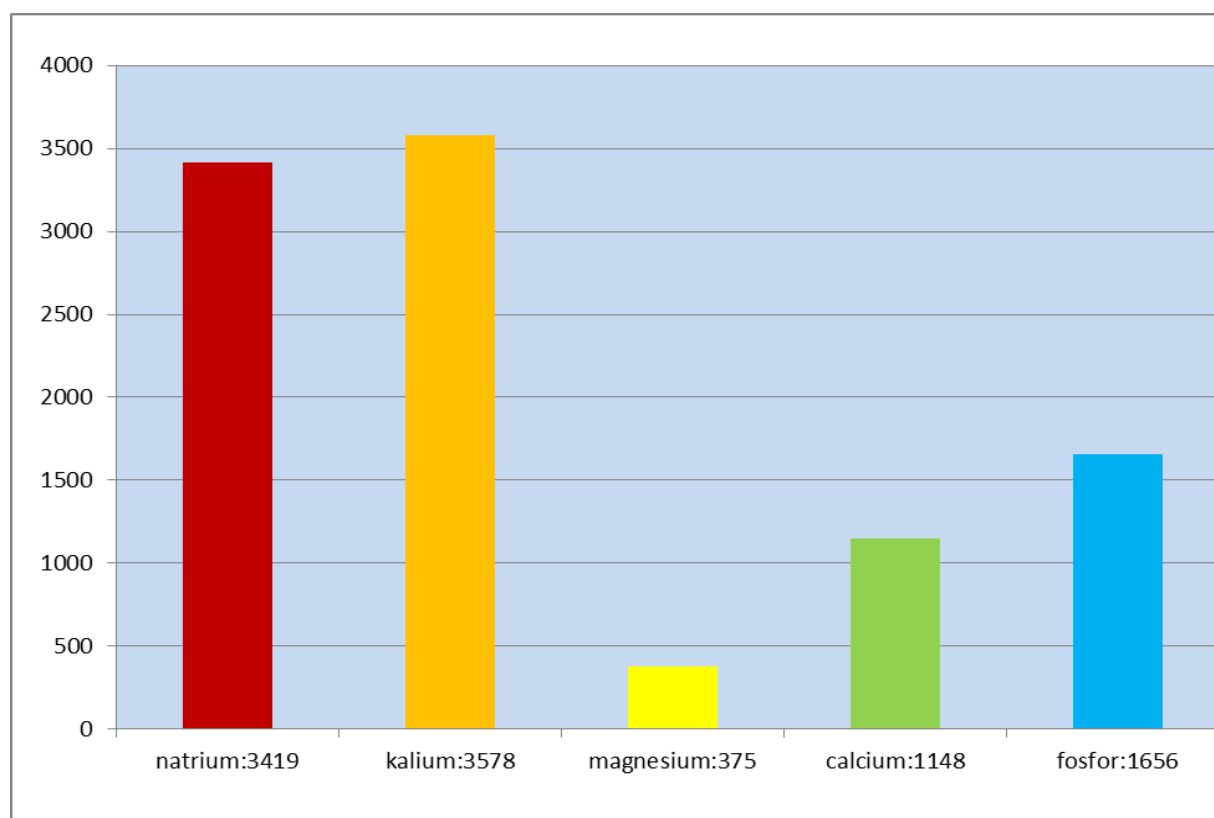


Fig. 4. The average mineral intake in the Netherlands, mg/day, 2007 – 2010
 $K/Na = 1$; $K/Mg = 9,5$; $Mg/(K+Ca+Na+P) = 0,038$; $Ca/P = 0,69$; $Ca/Mg = 3$

This is what we eat on average. But there is one complication: the phosphor here is from the food. But the food industry uses a lot of additional phosphor as taste enhancer. Finnish research estimates we get 10-50 % extra P, depending on what you eat or drink.

And calcium is high because we eat a lot of dairy products. Sodium is high because we use lots of salt. In fact we get even more calcium through supplements and food additives ([Table 8](#)).

Table 8. Ratios in Average Dutch food

Ratio	optima	Ratios in average Dutch food
Potassium/Sodium	2–4	1
Potassium/magnesium	2–5	9.5
Calcium/Magnesium	1–2	3
Calcium/Phosphor	1–3	0.69
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15–0.25; min 0.10	0.038
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2	1

Complications: the intake of magnesium is low but the uptake of magnesium in the intestines is even much lower because high levels of calcium, potassium, and sodium diminish the uptake of magnesium. And at high levels of sodium and phosphor intake, extra magnesium is lost through the kidneys.

Another complication is that many people don't eat 'on average'. If you consume a lot of processed and refined food, then the intake of potassium, calcium and magnesium is even much lower. Then you have to live more or less on sodium, phosphor and nitrogen (see below).

Conclusions:

- 'On average' the potassium sodium balance is okay, but not for people who eat lots of processed or refined foods;
- But many people who eat processed and refined foods get too little potassium, calcium and magnesium, and too much sodium and phosphor;
- The calcium/phosphor balance is a risk for health for the average eaters, and even more for the people who eat foods and drinks with added phosphor (like in Cola);
- The calcium/magnesium ratio is too high. This increases the risk of heart diseases (Karppanen, 1981), calcification of the weak parts of the body, and of cancer;
- Mg/(K+Na+Ca+P) is much too low – a good basis for chronic diseases.

The case of refined and processed Foods.

I have collected the data on these Foods from the Dutch food website (RIVM Nevo online, 2015). This is the official Dutch website which provides a lot of data regarding the composition of the foods in the Netherlands (Figure 5).

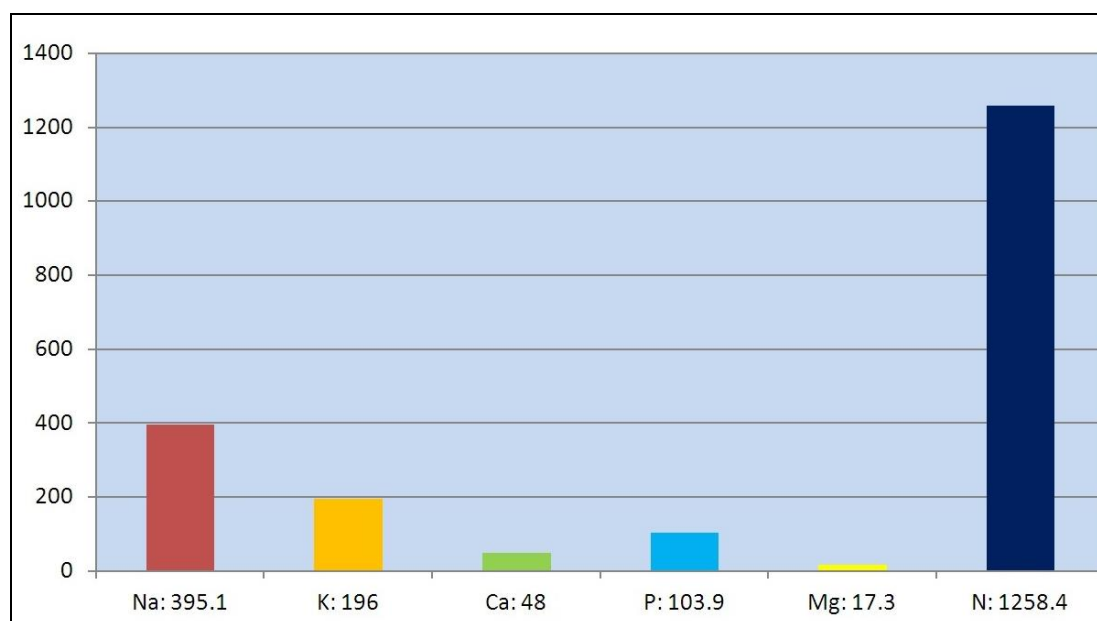


Fig. 5. The average mineral composition of four types of take away foods in the Netherlands. RIVM 2015, mg/100 g

The ratios in these processed Foods are as follows (Table 9).

Table 9. Ratios in processed Foods

Ratio in the combined daily food and fodder	optima	Ratios in four types of takeaway foods
Potassium/Sodium	2-4	0.5
Potassium/magnesium	2-5	11.3
Calcium/Magnesium	1-2	2.77
Calcium/Phosphor	1-3	0.46
Mg/(K+Na+Ca+P)	0.15-0.25; min 0.10	0.023
K/(Ca+Mg) in MeQ	< 2-2.2	1.3

3. Conclusion

- Only the ratio K/(Ca+Mg) in MeQ is okay.
- The amount of N is high (but we don't know how much of it is Non Protein Nitrogen (NPN). Like for instance nitrate. In the Netherlands NPN is not measured on a regular base);
- NPN is a health risk if magnesium is too low.

People in the Netherlands get chronically ill because the food is not in balance.

So we need to rebalance the food through better fertilizing practises and less food processing and refining.

In another paper I will show that vermicomposting in combination with basaltic volcanic stone meal offers a better kind of fertilizing than the artificial fertilizers and the traditional composts and animal dungs like slurry and deep litter manure. Vermicomposts produce huge and very diverse numbers of microbes, and offer the plants the opportunity to select those elements they need. The microbes fall apart in the tiny forms mentioned above, and produce the elements for the plants as organic compounds, not as salts. The tiny microbial forms support the vitality of plants, animals and men.

References

- Abraham, 1982 – Abraham G. (1982). The calcium controversy. *Journal of Applied Nutrition* 34(2).
- Abraham, 1990 – Abraham G. (1990). A Total Dietary Program Emphasizing Magnesium Instead of Calcium. Effect on the Mineral Density of Calcaneous Bone in Postmenopausal Women on Hormonal Therapy. *The Journal of Reproductive Medicine* 35(5).
- Abraham, 2005 – Abraham G. (2005). Iodine: The Universal Nutrient. *Townsend letter for Doctors & Patients* – DECEMBER 2005 [Electronic resource]. URL: www.townsendletter.com
- Alexander-Jackson, 1956 – Alexander-Jackson E. (1956). Intracellular acid-fast microorganisms. *J. Amer. Med. Women's Ass.*, 11: 120-129.
- Almquist, 1925 – Almquist E. (1925). *Biologische Forschungen über die Bakterien Variation, Entwicklungszyklen, Sexualität, Artbildung, Lebenserhaltung, Epidemien.* Stockholm P.A. Norstedt & Söner.
- Altenburg, 1946 – Altenburg E. (1946). The "Viroid" Theory in Relation to Plasmagenes, Viruses, Cancer and Plastids. *The American Naturalist*, 80(794): 559-567.
- Barker, 2013 – Barker D. (2013). *Fetal origins of adult disease'* Chapter 8 in: 'Growing up in the UK – Ensuring a healthy future for our children'. *BMA Board of Science*, May.
- Barr et al., 2013 – Barr J.J. et al. (2013). Bacteriophage adhering to mucus provide a non-host-derived immunity. *PNAS*, 110(26): 10775.
- Béchamp, 1912 – Béchamp A. (1912). The blood and its third anatomical element. Application of the Microzymian theory of the living organization to the study of the anatomical and chemical constitution of the blood and to that of the phenomena of its coagulation and of its other spontaneous changes. London: Published by John Ouseley Limited, 6 Fleet Lane, Farringdon Street.
- Bird, 1991 – Bird C. (1991). The Persecution and Trial of Gaston Naessens. Published by H.J. Kramer Inc. Tiburon Ca. [Electronic resource]. URL: <https://www.amazon.com/Persecution-Trial-Gaston-Naessens-Immunologically/dp/0915811308>

Bredon, 1985 – *Bredon R.M.R.* (1985). Dairying in Kwazulu-Natal: Mineral & Vitamin Nutrition Of Dairy Cattle. *Cedara Agricultural Development Institute, Province of Kwazulu Natal South Africa*.

Burgt et al., 2012 – *Burgt G. van der et al.* (2012). Mest Als Kans 2012: activiteiten en resultaten. Tussenrapportage project Bedrijfs optimalisatie bemesting, BO-12.03-002-023, Ministerie Economische Zaken, Landbouw & Innovatie Publicatienummer 2012-044 LbP.

Cantwell, 1990 – *Cantwell A.* (1990). The cancer microbe: the Hidden Killer in Cancer, AIDS, and Other Immune Diseases, Aries Rising Press, Los Angeles.

Cantwell, 2003 – *Cantwell A.* (2003). The Russel body: the bacterial cause of cancer. Aries Rising Press, Los Angeles.

Chaboussouh, 2005 – *Chaboussouh F.* (2005). Healthy Crops: A New Agricultural Revolution. Jon Carpenter Publishing.

Chiy, Phillips, 1995 – *Chiy Pc., Phillips Cjc.* (1995). Nutritional preference of dry pregnant dairy cows for natrophilic pasture of varying metal concentration. *Annales de zootechnie, INRA/EDP Sciences*, 44(Suppl1): 114–114.

Cho et al., 2007 – *Cho H. et al.* (2007). Self-organization in high-density bacterial colonies: efficient crowd control. *PLoS Biol*, 5(11): e302. DOI: 10.1371/journal.pbio.0050302

Ciftçioğlu, 2010 – *Ciftçioğlu N.* (2010). Pathological Calcification and Replicating Calcifying-Nanoparticles: General Approach and Correlation. *Pediatric Research*, 67: 490–499. DOI: 10.1203/PDR.ob013e3181d476ce.

Crawford, 2012 – *Crawford G.* (2012). Beef animal health: avoiding Mineral Toxicity in Cattle, University of Minnesota, Beef team, extension.

Cropley, 2014 – *Cropley C.* (2014). Overcooking Protein: The Effects of Cooking on Animal Protein by Francis Pottenger Jr., M.D.

CVB, 2005 – Centraal veevoederbureau (2005). (Central office for cattle feeding: the Netherlands). “Handleiding Mineralenvoorziening Rundvee, Schapen, Geiten”. Commissie Onderzoek Minerale Voeding.

Delbet, 1945 – *Delbet P.* (1945). Politique préventive du cancer, Sciences libres 2009. [original edition: 1945].

Diehl, 1954 – *Diehl J.C.* (1954). First Report on the geographical and Geological Distribution of Carcinoma in the Netherlands. Foundation for the Study of Psycho-physics. Oegstgeest, Holland.

Diller, 1962 – *Diller I.C.* (1962). Growth and morphologic variability of pleomorphic, intermittently acid-fast organisms isolated from mouse, rat, and human malignant tissues. *Growth*, 26: 181-209.

Douglas Hume, 1948 – *Douglas Hume E.* (1948). Bèchamp ou Pasteur? Un chapitre perdu de l'histoire de la biologie: basé sur un manuscrit de Montagu R. Levenson. Editeur: Paris: Librairie Le François, 1948.

Hiller, 2018 – *Hiller S.* (2018). Dr Gaston Naessens. [Electronic resource]. URL: <https://cancer-cures-plus.com/persecuted-heroes/dr-gaston-naessens/> (date of access 2018/02/05).

Howard, 1943 – *Howard A.* (1943). An Agricultural testament. Oxford University Press, New York and London.

Joy et al., 2014 – *Joy E.J.M. et al.* (2014). Dietary mineral supplies in Africa. *Physiologia Plantarum*, 151: 208–229.

Kajander et al., 1998 – *Kajander E.O. et al.* (1998). Nanobacteria: an alternative mechanism for pathogenic intra-and extracellular calcification and stone formation. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 95(14): 8274–8279.

Karppanen, 1981 – *Karppanen H.* (1981). Epidemiological studies on the relationship between magnesium intake and cardiovascular diseases. Department of Pharmacology University of Helsinki.

Khan, 2013 – *Khan S.* (2013). The potassium paradox: Implications for soil fertility, crop production and human health. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29(1): 3–27. DOI: 10.1017/S1742170513000318

Klieneberger-Nobel, 1949 – *Klieneberger-Nobel E.* (1949). On streptobacillus moniliformis and the filtrability of its l-form. *The Journal of hygiene*, 47(4): 393–5.

Klieneberger-Nobel, 1951 – *Klieneberger-Nobel E.* (1951). Filterable forms of bacteria. *Bacteriol Rev.*, 15(2): 77–103.

- Krämer, 2012 – Krämer E. (2012). *Leben und Werk von Prof. Dr. Phil. Günther Enderlein*. Reichl Verlag St Goar. 4^e Auflage.
- Krasil'nikov, 1958 – Krasil'nikov N. (1958). *Soil microorganisms and higher plants*. Academy of Sciences of the USSR Publishing, Moscow.
- Kutikhin et al., 2012 – Kutikhin A.G. et al. (2012). The role of calcifying nanoparticles in biology and medicine. *Int J Nanomed*, 7: 339–350.
- Livingston, 1947 – Livingston V. (1947). Microorganisms associated with Neoplasms. *New York Microscopical Society Bulletin*, 2 (2).
- Livingston-Wheeler, 1977 – Livingston-Wheeler V. (1977). *The Microbiology of Cancer*. Livingston-Wheeler Medical Clinic, edited and compiled by Virginia Livingston Wheeler and Owen Webster Wheeler, San Diego [Electronic resource]. URL: <https://trove.nla.gov.au/work/12190271?q&versionId=14381615>
- Lundegardh, 1924 – Lundegardh H. (1924). *Der Kreislauf der Kohlensäure in der Natur*. Ein Beitrag zur Pflanzenökologie und zur landwirtschaftlichen Düngungslehre. Gustav Fischer.
- Mattman, 1994 – Mattman L. (1994). Cell Wall Deficient Forms: Stealth Pathogens. *American Journal of Clinical Pathology*, 101(4 – 19940401): 549.3-549
- Naessens, 1995 – Naessens G. et al. (1995). *Do no harm: the scientific, ethical, legal and spiritual revelation of somatidian orthobiology and 714X*. Rochester, NY: Writers and Research, Inc.
- Neveu, 2009 – Neveu A. (2009). *Le chlorure de magnésium dans les maladies infectieuses*. Editor: Sciences libres, Bordeaux.
- Olson Rutz, 2014 – Olson Rutz K. (2014). Phosphorus, potassium, sulfur and micronutrients. Department of Land Resources and Environmental Sciences, Montana State University, Bozeman.
- Pottenger, 1937 – Pottenger F.M. (1937). *Clinical and Experimental Evidence of Growth Factors in Raw Milk, Certified Milk*.
- Pottenger, 1939 – Pottenger F.M. (1939). Heat Labile Factors Necessary for the Proper Growth and Development of Cats. *The Journal of Laboratory and Clinical Medicine*, 25(3): 238–240.
- Pottenger, 1946 – Pottenger F.M. (1946). The Effect of Heat Processed Foods and Vitamin D Metabolized Milk on the Structures of Experimental Animals. *American Journal of Orthodontics and Oral Surgery*, 32(8): A467,IN1,A475-A474,IN4,A485. DOI: [https://doi.org/10.1016/0096-6347\(46\)90180-9](https://doi.org/10.1016/0096-6347(46)90180-9)
- Pradeu, 2016 – Pradeu T. (2016). *Mutualistic Viruses and the Heteronomy of Life*. Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences. [Electronic resource]. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369848616300012>
- Ramesha, 1990 – Ramesha A. (1990). Chemoprevention of 7,12-dimethylbenz[a]anthracene-induced mammary carcinogenesis in rat by the combined actions of selenium, magnesium, ascorbic acid and retinyl acetate. *Japanese journal of cancer research: Gann*, 81(12): 1239–46.
- Reinau, 1927 – Reinau P. (1927). *Praktische KohlensäureDüngung in Gärtnerei und Landwirtschaft*. Berlin Verlag von Julius Springer.
- RIVM Nevo online, 2015 – RIVM Nevo online [Electronic resource]. URL: <https://nevo-online.rivm.nl/>
- Robinet, 1932 – Robinet L. (1932). Terrains magnésiens et cancer. *Communication á l'Académie de Médecine*.
- Robinet, 1934 – Robinet L. (1934). Suicides, tuberculose, senilité et terrains magnésiens. *Bulletin de l'Académie de médecine*, III: 501–509.
- Robinet, 1939 – Robinet L. (1939). Terrains magnésiens et cancer. *Communication á l'Académie de Médecine*.
- Rusch, 1968 – Rusch H.P. (1968). *Bodenfruchtbarkeit*. Organischer Landbau Verlag.
- Russel, 1890 – Russell W. (1890). An Address on a Characteristic Organism of Cancer. *British Medical Journal*, 2 (1563): 1356–1360.
- Schanderl, 1947 – Schanderl H. (1947). *Botanische Bakteriologie und Stickstoffhaushalt der Pflanzen auf neuer Grundlage*. Stuttgart Verlag Eugen Ulmer.
- Schroll, 1992 – Schroll A. (1992). Importance of magnesium for the electrolyte homeostasis – an overview. Deutsches Herzzentrum München, Klinik für Herz- und Gefäßchirurgie, Lothstr. 1 1, D-80335 München, Germany.
- Seelig, 1981 – Seelig M. (1981). Magnesium Requirements in Human Nutrition. *Magnesium-Bulletin*, 3 (Suppl 1a).

Seibert, 1972 – Seibert F.B. et al. (1972). Bacteria in tumors. *Trans. NY Acad. Sci.*, 34(6): 504–533.

Swerczek, 2002 – Swerczek T.W. (2002). Saprotrophic Fungi and Bacteria and Commensal Bacteria that Infect Frost-Damages Pastures may be Contributing to Gut Microbial Overgrowth and Lesions Associated with the Mare Reproductive Loss Syndrome. *J. of Equine Veterinary Science*, 6: 234-237.

Swerczek, 2012 – Swerczek T.W. (2012). Nitrate toxicity and sodium deficiency inducing mineral and electrolyte imbalances associated with fetal and neonatal loss in herbivores and musculoskeletal abnormalities in foals. University of Kentucky, USA.

Swerczek, 2018a – Swerczek T.W. (2018a). Sodium for the Prevention of Grass Tetany and Fetal Losses Associated with Nitrate Toxicosis in Herbivores. *Nutri Food Sci. Int. J.*, 8(1): NFSIJ.MS.ID.555728. DOI: 10.19080/NFSIJ.2018.08.555728

Swerczek, 2018b – Swerczek T.W. (2018b). *Nitrate Toxicity, Sodium Deficiency and the Grass Tetany Syndrome* [Electronic resource]. URL: [www.growersmineral.com/grass tetany](http://www.growersmineral.com/grass-tetany) (date of access 2018/12/05).

Tromp, 1954 – Tromp S. (1954). Statistical study of the possible relationship between mineral constituents in drinking-water and cancer mortality in the Netherlands (period 1900-1940). *British journal of cancer*, 8(4): 585–94.

Visser, 2010 – Visser J. (2010). Down to earth : a historical-sociological analysis of the rise and fall of 'industrial' agriculture and of the prospects for the re-rooting of agriculture from the factory to the local farmer and ecology. PhD thesis Wageningen University.

Voss, 2010 – Voss R. (2010). Dr. Maynard Murray's Story: sea minerals cure, Acres USA October, 2010.

Warburg, 1956 – Warburg O. (1956). On the Origin of Cancer Cells. *Science*, 123(3191): 309-314.

Wendt, 1983 – Wendt L. (1983). *Gesund werden durch Abbau von Eiweißüberschüssen*. Schnitzer Verlag, Schwarzwald.

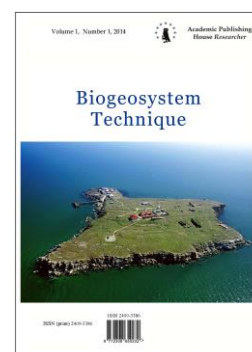
Yaghobee, 2015 – Yaghobee S. (2015). What are the nanobacteria? *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 29(5): 826-833. DOI: 10.1080/13102818.2015.1052761

Copyright © 2018 by Academic Publishing House Researcher s.r.o.



Published in the Slovak Republic
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
E-ISSN: 2413-7316
2018, 5(2): 229-243

DOI: 10.13187/bgt.2018.2.229
www.ejournal19.com



Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Natural and Anthropogenically Modified Soils (A Review)

Bogusław Wilkomirski ^a, Zafarjon A. Jabbarov ^b, Tokhtasin A. Abdrakhmanov ^b,
Maftuna B. Vokhidova ^b, Bakhrom T. Jabborov ^{b,*}, Mashkura F. Fakhrutdinova ^b,
Alla A. Okolelova ^c, Shovkat M. Kholdorov ^d, Yulduz D. Abdullayeva ^e

^aJan Kochanowski University in Kielce – JKUK, Kielce, Poland

^bNational University of Uzbekistan named after Mirzo Ulugbek – NUUZ, Tashkent, Uzbekistan

^cVolgograd State Technical University – VolgSTU, Volgograd, Russian Federation

^dTokyo University of Agriculture and Technology – TUAT, Tokyo, Japan

^eJustus Liebig University – JLU, Giessen, Germany

Abstract

Technological progress of over than seven-billion population forces an avalanche development of industry, transport and urbanization. The unusual demographic success of the Homo sapiens species has caused very serious environmental impact on abiotic and living organisms. One of the most visible phenomenon of anthropopressure is the increase of environmental contamination of water, air and soil with various xenobiotics, in particular with Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) – organic compounds with two or more fused aromatic rings. PAHs are widespread environmental contaminants resulting from incomplete combustion of organics, but partly are of the natural biological and soil-biological origin. PAHs are low soluble in water, but highly lipophilic and easily adsorb on the air particles. PAHs are highly carcinogenic or mutagenic. The assessments of PAHs and their remediation are important. The list issued by the USEPA in 1976 with a view to use chemical analysis for assessing risks to human health, contains a set of compounds of 16 PAHs following criteria of analytical standards availability, occurrence in environment; and toxicity information. The PAHs chemical transformations via destroying double bonds by oxidants are important for safe environment. PAH content in unpolluted soils of various types is relatively low. PAHs are degradable by some microorganisms in the soil. 90 % of PAHs present in environment can be stored in soils, sediments, and sedimentary rocks. PAH content in uncontaminated soils is around 100 ppb. In the airport area, due to jet turbine exhaust, the sum of 12 PAHs ranged from 2390 ppb to 7530 ppb. PAH concentration in the town soils is up to 12390 ppb. In the soils of railway junction concentrations of 14 PAHs in 1995 was 2243 ppb, and in 2008 up to 59508 ppb. PAHs concentrations in the soils of coking plant area reach 57921 ppb. The new analytical protocol for determination of PAHs and OPAHs are elaborated. There are many classifications determining the soil pollution degree due to the level of PAH. Poland Institute of Soil Science and Plant Cultivation proposed “sum of 13 PAHs”, Poland Ministry Regulation provides “sum of nine PAHs”, Dutch List contains “sum of ten PAHs”. According every classification, under transport and industries anthropopressure, the soil PAH concentrations are dangerous to human health.

Keywords: microorganisms, hydrocarbon, soil, pollutant, transport, toxic.

* Corresponding author

E-mail addresses: zafarjonjabbarov@gmail.com (Z.A. Jabbarov)

1. Introduction

Chemical xenobiotics are usually divided into inorganic and organic ones. The most important inorganic xenobiotics are sulfur and nitrogen oxides as well as heavy metals, while the most frequently studied organic xenobiotics are: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs, also called polyarenes), polychlorinated biphenyls (PCBs), dioxins and some pesticides.

Technological progress of over than seven-billion population forces an avalanche development of industry, transport and urbanization. The unusual demographic success of the *Homo sapiens* species has caused very serious environmental impact on abiotic and living organisms. One of the most visible phenomenon of anthropopressure is the increase of environmental contamination of water, air and soil with various xenobiotics, in particular with PAHs – organic compounds with two or more fused aromatic rings.

Polycyclic aromatic hydrocarbons are in the first place among organic pollutants, because they have been detected in various concentrations not only in polluted industrial and urbanized environments, but also in soil, water, sediments in areas of different anthropogenic pressure.

Sources of PAHs to the environment are numerous and fundamentally well-known. PAHs are a group of compounds that come from both anthropogenic and natural sources to the environment. Generally, PAHs can be produced by the incomplete combustion of compounds containing carbon and hydrogen or during some biotransformation processes. The main anthropogenic sources of PAHs in environment include the processing of different fuels in coke plants, crude oil extraction installations and refineries, as well as combustion of liquid and solid fossils fuels (Howsam et al., 1998; Igwe et al., 2015). For this reason, the main suppliers of PAHs to the environment are industry, transport and municipal facilities. But PAHs do not originate only from anthropogenic sources. They can be formed during environmental fires of the steppes, forests and peat (Meřtrak et al., 2006; Vergnoux et al., 2011) and during volcanic eruptions (Stracquadanio et al., 2003). It was found that PAH emissions to the environment from anthropogenic sources are many times higher than natural emissions

Observation that a reasonable amount of polyarenes are present in some habitats with very little anthropogenic pollution, as well as in some sedimentary rocks led to suggestion that these compounds can be formed as a result of biochemical transformation. Many sediments of organic origin have been formed by the alteration of accumulated plant material, in which PAHs have formed. The reason is, that their biosynthetic precursors were mainly di- and triterpenoids. Hopanoids (common prokaryotic triterpenoides) and steroids may also be the precursors of polyarenes (Simoneit, 1998; Malawska et al., 2006).

It was shown that the wood of tropical forests contains naphthalene, phenanthrene, and perylene (Wilcke, 2007). Also, animal membrane components like cholesterol and steroid hormones also have structures similar to substituted phenanthrenes, which can be precursors of some PAHs, The synthesis of naphthalene and perylene can also occur in termite organisms (Wilcke, 2000).

PAHs are also found in brown coal (Bojakowska et al., 2001), hard coal (Achten et al., 2009) and crude oils (Bojakowska et al., 2012). The described ubiquity of PAHs causes that they are important environmental xenobiotics, but their presence in various types of soils is particularly important. The reason is the very high persistence of PAHs in the soil environment, which causes that these compounds can persist in it for a very long time, and their biotic and abiotic degradation is very slow. The majority of PAHs accumulate in soil (around 89.9 %), 0.3 % is contained in surface waters, 9.3 % accumulates in bottom sediments and 0.5 % remains in atmospheric air (Paterson et al., 1989). The purpose of this article is to review the basic data on PAHs, with particular emphasis on the presence of these compounds in various types of soils.

2. Discussion of the methods and results

2.1. Historical justification of the importance of PAHs

PAHs are widespread environmental contaminants suspected to be carcinogenic (Harvey, 1985). Before the carcinogenic effects of PAHs have been clearly demonstrated, many indications of this have been observed. The first one comes from the second half of the 18th century. Over 200 years ago, surgeon to St. Bartholomew's Hospital in London, Percivall Pott made the astute connection between soot and scrotal cancer, known then as the chimney sweeps cancer. Pott made the connection between the causative agent – i.e. soot, lodging in the folds of the scrotal skin – and

the disease, but left it to others to consider prevention. A weekly change of working clothes and daily washing of the private parts was the usual advice (Gordon, 1994; Herr, 2011). Of course, Pott had no idea about the chemical composition of soot.

This observation was followed a century later by von Volkmann's reports published in *Beiträge zur Chirurgie Leipzig* concerning the occupational skin cancers in workers in the coal tar industry in Germany (Harvey, 1985). The increase incidence of bladder cancer in workers employed in dye industry was first noted by Rehn in 1895 (Barile, 2003).

Although chemical induction of cancer in humans, which was described above, was noted long ago, utilizing experimental animals to examine chemical induction of cancer only began in the early 20th century when Yamagiwa and Ichikawa described for the first time induction of the skin neoplasms upon repetitive applications of coal tar to the ears of rabbits (Fujiki, 2014). Bioconcentration and bioaccumulation of PAHs in organisms occurs through various routes including ingestion, inhalation or dermal contact pathways.

Isolation of benzene and toluene, as well as some polyarenes, from coal tar in the early part of the 19th century began a period of great interest in this compound group. The number of papers dealing with PAHs rapidly grew when people realized that some polyarenes possessed highly toxic and carcinogenic activity. This meant explaining the observations of researchers combining exposure to certain organic substances with the occurrence of an increased number of cancers. PAHs are also of environmental concern not only because of their toxicity and carcinogenicity, but also because they are very resistant to decomposition. Hence, these compounds are included in a group named persistent organic pollutant (POPs). Moreover, they have possible harmful effects on soil organisms and plants (Menzie, et al., 1992). PAHs are not synthesized chemically for industrial purposes. However, there are few commercial uses of many polyarenes. They are mostly used as intermediaries in pharmaceutical, agricultural product, photographic products, thermosetting plastic, lubricating materials, and other chemical (Igwe et al., 2015).

Toxic and carcinogenic action of PAHs combined in the ubiquitous presence in the environment causes that work on this group of compounds is in the mainstream of environmental chemistry and toxicology.

2.2. Structure and properties of PAHs

PAHs are organic compounds that are mostly white, or pale yellow solids with different melting points. They are a ubiquitous group of several hundred chemically related compounds, environmentally persistent with various structures and varied toxicity. It is a relatively homogeneous group of substances in terms of physical and chemical properties. PAHs are nonpolar and lipophilic. Larger PAHs are generally insoluble in water, although some smaller PAHs are soluble to some extent, so they are known contaminants in drinking water (Feng et al., 2009).

PAHs are organic compounds containing only carbon atoms with sp^2 hybridization and hydrogen atoms. They are composed of multiple aromatic rings (organic rings in which the electrons are delocalized). Chemically the PAHs are comprised of two or more benzene rings bonded in linear, cluster, or angular arrangements. The simplest such chemicals are: naphthalene, having two aromatic rings, and the three-ring compounds anthracene and phenanthrene. PAHs with five or six-membered rings are most common. Although several hundred different polyarene structures with a large number of rings have been obtained by synthetic methods, in the environmental chemistry, hydrocarbons containing from two to six rings are the most important (Feng et al., 2009).

The chemical transformations that PAHs undergo can be divided into two groups: substitution and addition, in which double bonds are destroyed. PAHs are sensitive to oxidants, including oxygen and ozone. In the presence of oxidants, light quanta induce photochemical reactions. As a result, different types of diols, quinones and aldehydes are formed. Such transformations may be important in removing PAH from the natural environment.

Three well known lists of PAHs frequently monitored exist, i. e. the list of EU Scientific Committee for Food (SCF), the list of EU, and the list of US Environmental Protection Agency (EPA). Among them, the most frequently used in environmental research is the EPA list (Figure 1).

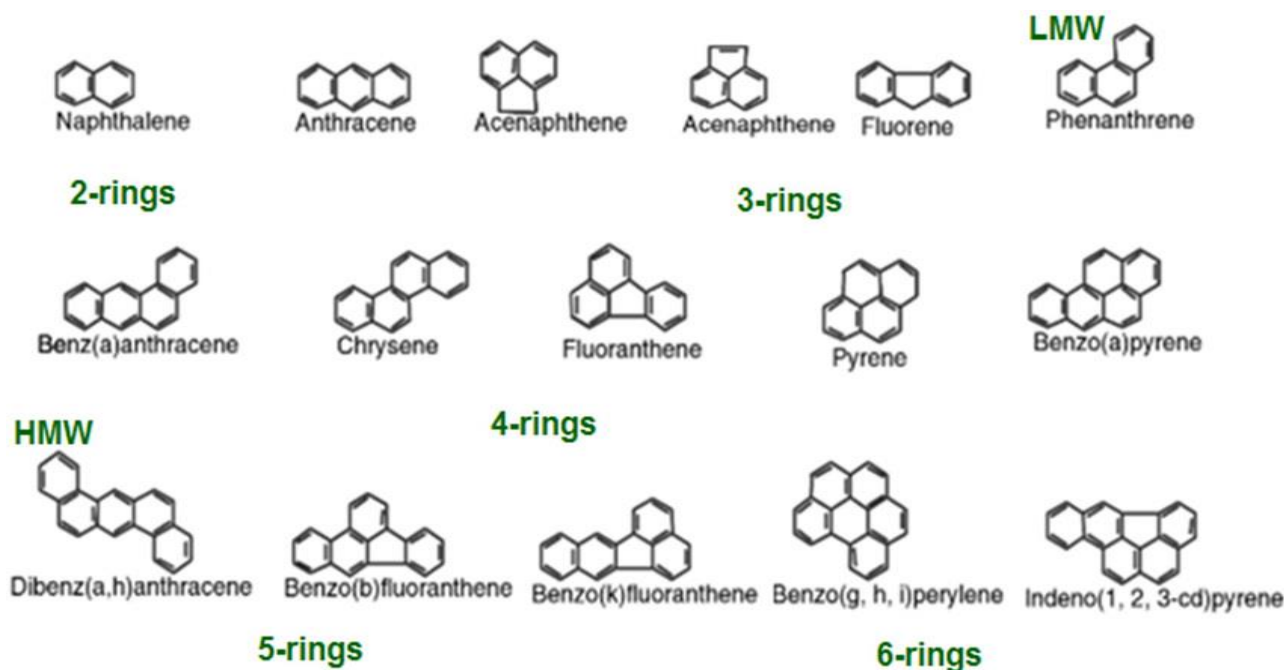


Fig. 1. Structures and nomenclatures of the 16 PAHs on the USEPA priority pollutant list (Source: https://www.researchgate.net/profile/Eman_Koshlaf/publication/313957030/figure/fig2/AS:526050025107456@1502431507235/Structures-and-nomenclatures-of-the-16-PAHs-on-the-US-EPA-priority-pollutant-list.jpg)

The list of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons issued by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) in 1976 with a view to use chemical analysis for assessing risks to human health, has gained a tremendous role as a standardized set of compounds to be analysed, quite especially in environmental studies. This list of PAHs was created under time pressure with respect to the following criteria:

1. availability of analytical standards and, if available, whether they were measurable with current analytical methods (mainly GC-FID or GC-MS);
2. whether they occurred in the environment; and
3. whether they were known to be toxic.

Despite the doubts that have arisen in recent years, should this list be extended, it remains the basis for scientific research (Andersson, Achten, 2015).

PAHs generally have a low degree of acute toxicity to humans. After chronic exposure, the non-carcinogenic effects of PAHs involve primarily the: pulmonary, gastrointestinal, renal, and dermatologic systems. But the most significant endpoint of PAH toxicity is cancer. Although unmetabolized PAHs can have negative effects, a major concern is the ability of their reactive metabolites, such as epoxides and dihydrodiols, to bind to cellular proteins and DNA. Like many other carcinogens, these hydrocarbons are metabolized enzymatically to various metabolites, of which some are reactive. PAHs undergo metabolic activation to diol-epoxides, which bind covalently to DNA. The DNA binding of activated PAHs is considered to be essential for the carcinogenic effect (Rengarajan, 2015).

Several analytical methods have been usually used for determination of PAHs and their derivatives in the environment, as well as in biological or food matrices. Among chromatographic methods GC or HPLC with mass spectrometry detection are used most frequently. HPLC methods are more suitable for analysis of PAHs, as in comparison to GC, the thermally labile or low volatile compounds can be analysed easily (Kumar et al., 2014).

2.3. PAHs in different natural soils

Soil is the primary steady reservoir and sinks for PAHs in the terrestrial environment, because PAHs are readily absorbed by organic matter in soil and difficult to degrade (Yang et al., 2014). PAHs in the soil are very persistent compounds, therefore the accumulation of polyarenes in

soil may lead to contamination of food chains, which could cause a potential risk to human health (Jiang et al., 2011). Some investigation proved that about 90 % of the PAHs present in the environment can be stored in soils and sediments (Wild, Jones, 1995), which are thus the best environmental "sink" for these compounds.

PAHs occur in the natural environment as natural components of soils, water sediments and sedimentary rocks. Usually, soil rich in humic substances is characterized by a higher content of PAHs than soils with a small amount of organic substance. Polycyclic aromatic hydrocarbons form and are introduced into the natural soils also as a result of natural forest and peat fires and volcanic eruptions. These compounds may also be formed during petrogenesis, in particular at high temperatures. The formation of a whole range of aromatic hydrocarbons, including polycyclic hydrocarbons, accompanies the processes of organic matter transformation leading to the formation of crude oil (Evans et al., 1990).

The content and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils is the resultant of the processes (formation and degradation) occurring in them. The formation of hydrocarbon derivatives runs in parallel as a result of degradation of organic debris and deposition caused by anthropopressure. On the other hand, microbial degradation of these compounds occurs. Microbial degradation of PAHs depends on various environmental conditions, such as nutrients, number and kind of the microorganisms, nature as well as chemical property of the PAH being degraded (Ghosal et al., 2016).

Although much of the information available in the literature refers to the PAH content in contaminated soils in areas undergoing strong anthropogenic stress, the number of publications on the presence of PAHs in natural soils is also present in world scientific literature. A brief overview of the characteristic examples will be presented below.

An important type of relatively less contaminated soils are forest soils. In areas without industry and large cities, in soils of forests and meadows, the PAH content should not be high. Bojakowska and Sokołowska (1998) examined the PAH content in 65 soil samples from the forested areas of western Poland. The average content of 15 PAHs investigated in the soils of this area was 155 ppb. The average share of tricyclic aromatic hydrocarbons, relatively low persistent in the environment, accounted for 12 % of the total sum of PAHs. The proportion of four-ring hydrocarbons negatively affecting animal organisms was 31 %, while, the most harmful – five- and six-ring aromatic hydrocarbons – 56.6 %. The average content of polycyclic aromatic hydrocarbons with carcinogenic and mutagenic effects on animal organisms was 92 ppb in the examined soils, and their share in the total PAHs – 57.5 %.

Typical PAH concentrations in uncontaminated soils usually do not exceed 100 ppb. This has been confirmed by Trapido (1999) for Estonian soils. The typical level of total PAHs in Estonian rural soil is about 100 ppb dry weight, whereas PAH concentrations in Tallinn, Pärnu and Kohtla-Järve (big Estonian towns) soil were quite high (the mean Σ PAH concentrations were 2240, 7665 and 12390 ppb dry weight, respectively). This proves the strong impact of urbanization in terms of PAH levels. The ratio of small molecule PAHs (3–4 ring) to big molecule ones (5–6 ring) altered significantly (from 5:1 to 1.7:1).

The state of the contamination and distribution of PAH in agricultural soils (115 surface soils; 0–20 cm) in the subtropical regions was performed by Chinese scientists (Hao et al., 2007). The total PAH concentrations ranged from 22.1 to 1256.9 ppb. In general terms, the current PAH concentrations were lower than most PAH levels reported in a number of investigations from different countries and regions.

PAHs level in soils obtained from uncontaminated locations can give useful information about the influence of regional atmospheric sources, long-range atmospheric transport processes, compound retention, partitioning and fate processes in the environment. There are some evidences that background soil PAH concentrations in Europe appear most strongly affected by proximity to sources and the likelihood of enhanced deposition.

The research on PAH levels in peats is very interesting (Borgulat et al., 2018). Although, from a formal point of view, peat is not a soil, but a young sedimentary rock, it practically behaves in many aspects like soil. As locations for the biogenic accumulation of peat, which may be regarded as the youngest and least transformed sedimentary rock, mires provide records of the changing fluxes of organic compounds from both natural and anthropic sources (Berset et al., 2001).

Because peatlands in many regions of the world (also in Poland) are located in ecologically clean regions, the level of PAH in peats is a good indicator of the concentration of these xenobiotics in unpolluted soils. Very interesting and extensive research on the level and characteristics of PAHs in peats was carried out by a team of scientists from the University of Warsaw. During the many years of research, the content and characteristics of PAHs in peat profiles collected from several dozen Polish peatlands, both bogs and fens, were determined (Malawska et al., 2002a; Malawska et al., 2002b; Wilkomirski et al., 2002; Wilkomirski, Malawska, 2005; Malawska et al., 2006).

In 44 peat samples taken from different stratigraphical layers of 12 mires located in four regions of southern Poland (the Sudeten and Tatra Mountains, Silesian Lowland and Orawa Basin), the total concentration of 16 USEPA PAHs was between 39 and 384 ppb in all samples. The only exception was Lasówka, a fen in the Sudeten Mountains, where an extremely high PAH concentration (3746 ppb) was recorded.

The concentration of PAHs was also analyzed in samples of peat collected from two different peatlands (Zdory and Wołosate) located respectively in the lake district and mountains in south-eastern Poland. The total concentration in all peat samples was between 120 and 209 ppb.

The described level of PAHs in peat was also confirmed by Bojakowska et al. (2013) for samples collected from other peatlands. This investigation proved that the level of 17 USEPA PAHs in three peatland deposits selected for the study: Otałzyno near Kartuzy (northern Poland), Stoczek near Radzyń Podlaski (central Poland) and Huczwa near Tomaszów Lubelski (south-eastern Poland) was about 500 ppb.

With the content of PAHs in peat, one more interesting problem is associated. Peats are organogenic rocks formed as a result of biochemical changes in remains of dead plants under the conditions of high humidity and lack of oxygen. Various types of peat differ from each other in terms of organic and inorganic component content and these differences are a result of peats being formed under various oxygen conditions as well as various geological, hydrological, geomorphological and physical and chemical conditions, and from various plant associations (Orru, Orru, 2006). The occurrence of PAHs in peats formed in pre-industrial times can only be explained on the ground that they came from natural sources – i.e. inclusion, in peat, of compounds found in putrefying plant material, atmospheric deposition of compounds produced in fires of plant communities or by reference to the fact that these compounds were formed as a result of changes occurring during the biochemical phase in early sediment diagenesis.

As it was mentioned above PAHs, they can be formed from natural terpenoid precursors. Perylene is a good example of PAH which can form on this pathway. The peat is made up of layers that differ in their degree of decomposition, botanical composition and age; and different types of peat show different microbial activity, acidity, degree of anaerobiosis and content of humic substances. The accessibility of these properties, especially botanical composition, makes it possible to investigate the natural processes of PAH formation from precursors of aromatic compounds.

Perylene is derived from its natural precursors via post-deposition transformation during early diagenesis, and much smaller amounts of perylene than of other PAHs are produced during combustion processes (Yunker et al., 2002). Thus the abundance of perylene in some peats may reflect biochemical transformations from plant precursors. The highest concentrations of perylene occurred in woody peat. The concentration of possible chemical precursors of perylene is high in woody peat because such peat was formed mostly from higher plant residues containing greater quantities of isoprenoids than are found in moss residues.

As can be seen from the above examples, PAH content in unpolluted soils of various types is relatively low. This level can clearly increase as a result of the inflow of various types of pollutants, both natural and anthropogenic, into soils. A natural source of PAHs concentration increases in unpolluted soils is large environmental fires of forests and peat bogs. Every environmental fire is a violent phenomenon, bringing with it a series of serious consequences. In the case of environmental fires the fuel is usually living and dead vegetation (trunks, branches, leaves), but also soil humus or peat found in various peatland deposits type. Combustion of organic matter with insufficient oxygen supply must bring with it the formation and increase of PAH levels. In such processes, atoms carbon atoms are not completely oxidized and accumulate in the form of thermodynamically stable structures of aromatic rings.

The appearance of increased PAH content in the environment after forest or peat fires were repeatedly observed (Eun-Jung et al., 2003; Gabos et al., 2001; Dreyer et al., 2005). After a fire, a two-fold increase in the amount of PAHs was observed, from approximately 400 ppb to 800 ppb (Malawska et al., 2007).

The contribution of forest fires to the content of PAHs in soils was demonstrated by Vergnoux et al. (2011). Surface (0–5 cm) and subsurface (5 to 15 cm) soils from burned forest areas in South of France were analysed to determine contents of 14 priority PAHs and their distribution profile. The lowest molecular weight studied PAHs (naphthalene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene and pyrene) appear to be the major ones produced by forest fire. Naphthalene levels are remarkably high in burned soils (more than 70 ppb, i.e. more than 20 times higher than in the control soils) and still remain important years after the last fire event.

Burning conditions (the amount of available oxygen, the duration of heating, the temperature) and the type of vegetation define the amount and composition of PAHs (Medeiros, Simoneit, 2008). A Russian-American group of scientists carried out research aimed at identifying features of PAH accumulation in podzols and histosols of drained peatlands affected by wildfires (Tsibart et al., 2014). They investigated PAHs profiles in areas occupied by drained peatland and strongly damaged by fires in 2002, 2010 and 2012.

After analysis, they came to the conclusion that: the wildfires on the drained peatlands caused the change in the morphological properties of soils; new soil horizons C_{pir}, OH_{pir}, and H_{pir} were formed with different accumulation rates of PAHs. The highest PAHs concentrations were seen in charric peat H_{pir} horizons and in post-fire incipient O horizons. Also, post-fire histosols and histic podzols differed in their PAH distribution. In both cases, the highest PAH concentrations occurred in the organogenic post-fire horizons, but in cases of histic podzols, their slight accumulation of PAHs in illuvial horizons was possible. The trends of higher PAH accumulation in soils were observed in cases of incomplete burning out of peat horizons.

Another type of research regarding the PAH content in peats was carried out by Ekonomiuk (2007). She investigated peats from whole stratigraphic profiles of three bogs; two of them are located in a non-polluted area, the third is located in a heavily polluted area, due to the vicinity of large metallurgical plants. The main objective of the research was to investigate the distribution and migration trends of PAHs in high moorland ecosystems characterized by specific physical and chemical conditions and various degrees of anthropopressure.

A different PAH content profile was observed in non-contaminated deposits and in a contaminated deposit. In the case of uncontaminated peatlands, a more even distribution of the PAHs in the stratigraphic profile is observed than in the highly contaminated deposit, in which most of these substances accumulate in the surface layer of peat. Total contents of PAHs in strongly contaminated deposit reached 6394 in 2002 and 6472 ppb in 2003, respectively. Relatively large amounts of PAHs in the subsurface peat layer of the contaminated bed probably result from the migration of some of the contaminants accumulated on the surface of the deposit. Studies have confirmed the occurrence of perylene in deeper residual peats, which probably originates from natural biochemical transformations of aromatic precursors.

A correlation was found between the PAH content in peat profiles and the level of these compounds in the leaves of selected plants growing on the peatland (Meřtrak et al., 2016).

Another important reason for the increase in PAH concentration in unpolluted agricultural soils may be alternative fertilization. Such specific fertilizers are produced mostly from municipal solid waste or sewage sludge. The compost is relatively safe in terms of PAHs concentration. Déportes et al. (1995) claim that the concentration of PAHs in municipal waste compost varies over a wide range, from 1 to 250 ppm. Such a broad range of concentrations of PAHs in municipal waste compost, results from the sources of its origin. Obviously, more PAHs were determined in municipal waste composts than in green waste compost. The one-month compost produced from municipal waste had the highest concentration of anthracene and pyrene, while the three-month compost was the richest in benzo(a)anthracene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, and phenanthrene and the concentration of the other PAHs was the highest in the six-month compost. Fertilization of soil with municipal waste composts raised the soil content of PAHs, although in most cases the natural level of these compounds was not exceeded (Sądej, Namiołtko, 2010).

Sewage sludge (SS) is a complex organic by-product of the wastewater treatment process. Large amounts of SS are constantly produced and the disposal routes are a matter of worldwide

concern and environmental problem. This material is supposed to be potentially useful in agricultural land amendment or degraded area recovery due to its rich nutrient composition, especially in organic matter, and inorganic biogenes. However, soil fertilization with sewage sludge is much less safe, due to high level of pollutant organic compounds, such as the PAHs (Wild et al., 1991; Włóka, Smol, 2014). In all the analysed cases, an increase in the concentration of PAHs in soil was observed as a result of the introduction of sewage sludge as a fertilizer.

It is known that the addition of increasing doses of sludge into the soil resulted in a gradual increase in the amount of the polycyclic aromatic hydrocarbons contained therein. Moreover, the introduction of SS into the soil influenced the increase of the total level of some PAHs in the plants grown in this soil (Oleszczuk, Baran, 2005). Hence, the PAH concentration levels found in sewage sludge might raise potential contamination risks to the soil.

2.4. PAHs in different anthropogenically modified soils

The great ecotoxicological significance of the appearance of PAHs in the soil causes that, concentrations of PAHs in soil have been widely investigated in anthropogenically modified soil. As the examples of such environments described in this review, soil connected with transport, urbanization, mining and industry, were used.

One of the significant anthropogenic sources of PAHs is road transport. PAHs are emitted during combustion of fuels (diesel, gasoline), use of lubricative and engine oils as well as during abrasion of tyres and asphalt (Trang, Byeond-Kyu, 2009). The vicinity of roads and airports is known to be exposed to gasoline, diesel and kerosene vehicle exhausts (cars, trucks or aircrafts).

The vehicle exhausts are considered to be this source of PAH contamination, which creates a real threat to food produced on fields lying in the vicinity of transport routes. PAH contamination levels by mobile sources are studied through their profiles found in grass and soil in the vicinity of a motorway (connecting Luxembourg to the East of France and a medium size airport located in the east part of France (Crépineau-Ducoulombier, Rychen, 2003). They showed that soil can be contaminated by PAHs when they are located by a motorway or an airport. The vicinity of the motorway is almost four times more contaminated than the area around the airport.

Research carried out on soil around the International Airport in Delhi, India, showed that huge airport is really serious source of PAH contamination in peripheral soil (Ray et al., 2008). What is important, densely populated residential areas surrounding the airport come directly under both the landing and take-off flight paths. The study was undertaken to determine the level of PAH contamination due to jet turbine exhaust. Twelve priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were analysed in the <2 mm surface soil fraction. The sum of 12 PAHs ranged from 2390 ppb to 7530 ppb. PAH levels observed in the present study were found to be higher as compared to most of the literature data on airport contamination. Predominance of pyrene was observed in the airport soil. Factor analysis and isomer pair ratios suggest pyrogenic origin of PAHs in the study area.

Apart from roads, railways are one of the principal means of transportation. The specificity of rail transportation causes multidimensional environmental problems (Wierzbicka et al., 2015). One of them is the increase in the concentration of xenobiotics in the soil of railway areas. Among the most important railway pollutants are polycyclic aromatic hydrocarbons (Wilkomirski et al., 2012).

The classical and broadly quoted habitat research on the railway grounds, which lasted over a dozen years, has been led by a team of researchers from the University of Warsaw since the beginning of the current century. One of the threads of this research was to determine the level of PAHs in the soil of several Polish railway junctions.

Very important results were obtained for the Iława Główna railway junction (Malawska, Wilkomirski, 2001). This junction (built in 1870) is located in northern Poland about 200 km north of Warsaw on the Warsaw–Gdańsk railway route in the western part of the Mazurian Lake Region. This region covered mostly by forests and lakes is relatively clean, since no heavy industry is concentrated there. The junction having such location is the relevant place to investigate the influence of railway transportation on environmental pollution. Very heavy passenger and goods traffic is concentrated in the area of the junction because Iława Główna is situated at the crossing of a few important railway routes. The railway junction covers an area of almost 2 km² within which the different functional parts are situated.

In 1995, concentrations of 14 PAHs in soil were tested on four functional parts of this railway junction, i.e. vicinity of platforms, cleaning bay, railway siding and loading ramp. Total level of these 14 compounds was: 2243, 910, 2178 1097 ppb, respectively. 13 years later, in 2008, PAH tests were carried out in exactly the same places. During this period, no modernization works were carried out on the tested functional parts of the railway junction, which resulted in the accumulation of pollutants.

The following 17 PAHs were determined: acenaphthylene, acenaphthene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo[a]anthracene, chrysene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[e]pyrene, benzo[a]pyrene, perylene, indeno[123-cd]pyrene, dibenzo[ah]anthracene and benzo[ghi]perylene. The comparison of earlier findings with the results indicating the total level of the same 14 PAHs determined in the present study showed a very significant increase of PAHs content in all the functional parts of the railway junction Iława Główna. At the same time, the PAH level in the control areas did not change (Figure 2).

It was found that all the investigated areas were strongly contaminated with PAHs. The PAH contamination of the soil was the highest in the railway siding and in the platform area (59508 and 49670 ppb, respectively). In the loading ramp and cleaning bay, the PAH concentration in soil was lower but still relatively very high (17948 and 15376 ppb, respectively). The contamination in the railway siding exceeded the average control level up to about 80 times. This is one of the best examples in the scientific literature for the fact that rail transport is a serious source of PAH. The reasons for pollution of railway areas with these compounds are fuels, oils, lubricants and other petroleum products used during the operation of rolling stock, as well as creosote used to impregnate railway ties. The problem of PAHs migration from creosote-treated railway ties into ballast was described comprehensively by Brooks (2004).

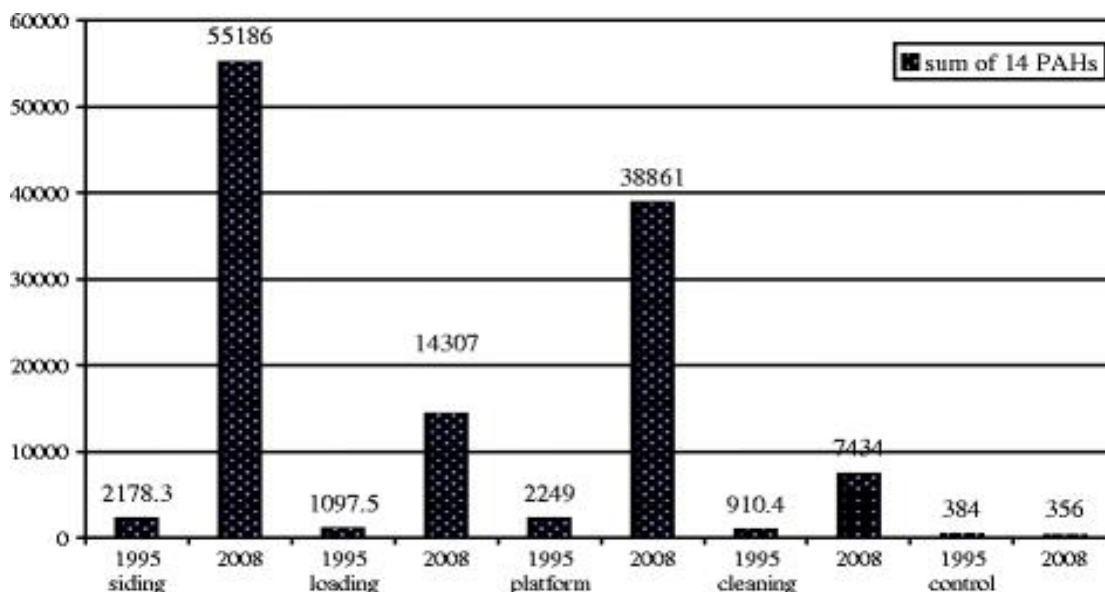


Fig. 2. The comparison of 14 PAHs content in soil in four functional parts of the railway junction Iława Główna in 1995 and 2008 years (micrograms per kilogram, ppb) (Source: [Wiłkomirski et al., 2011](#))

According to his investigations emission of creosote-derived PAHs from newly treated railway ties in supporting ballast is the biggest during the summer of the first year. Creosote-treated ties are strongly heated during the summer because the black surface of the railway ties absorbs sunlight. Specific, but serious source of PAH emissions are transport accidents.

The publication summarizing the research of the Warsaw team on the pollution of railway areas with polycyclic aromatic hydrocarbons appeared in 2015 ([Mętrak et al., 2015](#)).

Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals are the two most important groups of pollutants associated with rail transport. Both have a serious negative impact on the natural environment, including human health and degradation of sensitive ecosystems. In this study, apart from qualitative and quantitative analysis of the main PAHs associated with rail, the authors tried to assess composition of specific compounds related to functional areas of railway infrastructure

and to distinguish potential chemical markers which can be used for identification of pollution. Moreover, the authors evaluated the applicability of plants overgrowing railway infrastructure as bioindicators of rail-associated pollution. It was confirmed that high amounts of PAHs in soil are characteristic for intensively used railway infrastructure, but it was not found any typical pollution profiles for the differently used areas (i.e. platforms, sidings, cleaning bays). The major source of these contaminants is petroleum products used in conservation of railway infrastructure and rolling stock. As far as the use of plants overgrowing railway infrastructure as bioindicators of rail-associated pollution is concerned, it is rather limited, due to frequent application of herbicides for security and track stability reasons.

As already noted, the other reason for the significant increase in PAHs in the soil is urbanization. One of the most urgent environmental problems in the world is contamination of soils by a variety of chemical pollutants (including PAHs) in urban regions. In the scientific literature there are many examples of increased PAH content in soils in large urban agglomerations. It is estimated that the average PAH concentration in soils in big cities is 600–3000 ppb (Trapido, 1999). Of course, in many cases PAH levels in soils of urban agglomerations are much higher. Some examples will be discussed below.

The objective of the study carried out by Banger et al. (2010) was to determine the depth-wise distribution (0–15, 15–30, and 30–45 cm) of 16 PAHs compounds in four urban soils of different land uses (residential, public parks, public buildings, and commercial areas) in Miami, Florida, USA. Results showed that across use soils, total PAHs were significantly greater at surface (1869 ppb) than sub-surface (478–1079 ppb). Among land uses at 0–15 cm, PAHs were significantly greater in commercial areas (2364 ppb) than the residential and public parks (1508–595 ppb), but not the public buildings (2007 ppb).

Chinese researchers carried out PAH measurements in the soil of the megacity. Shanghai. 57 soil samples were collected in main urban areas of Shanghai, China (Wang et al., 2013) 26 PAHs including highly carcinogenic dibenzopyrene isomers were analysed. The total concentrations ranged from 133 to 8650 ppb for Σ_{26} PAHs and 83 to 7220 ppb for Σ_{16} PAHs (USEPA). Nearly half of the soil samples showed concentrations above the safe benzo[a]pyrene value of 600 ppb.

The last mentioned reason for increasing PAHs concentration in soils is industry and mining. We must realize that though the huge PAHs amounts are released to environment during the combustion of fossil fuels and biomass used for house heating, as well as burning of petrol by vehicles, another pool of these compounds is industrial the emission connected with coal and oil processing, mainly coking and gas plants, oil refineries, steel industry, aluminum and copper smelters.

Extensive research on the content of PAHs in soils in the industrialized areas of Poland was carried out by Bojakowska (2005). Concentrations of seventeen unsubstituted polycyclic aromatic were determined in samples of soils collected in plant and factory areas and their protective zones where raw organic-rich materials: hard coals, lignite, oils, and bituminous shales are combusted or processed. Soil samples were taken at the following localities:

- the power plant “Ostrołęka”, hard coal-fired power plant,
- power plant “Bełchatów”, the largest brown coal-fired power plant in Poland and Europe,
- coking plant “Przyjaźń” with annual average production of coke of about 2.5 mln t,
- old gasworks, where above 0.10 mln m³ of gas was produced annually,
- refinery “Glimar”, the oldest refinery in Poland producing special kind of kerosene, engine oils, industry oils, extra oils, and waxes,
- copper smelter “Legnica” in Legnica.

Analyses of the obtained results allow making an assumption that PAHs spectrum in soils, in the vicinity of industrial plant, depends to a certain degree on PAHs presence in the processed raw materials. It was noted that the WWA profile in soils in the vicinity of coking plant, gas work, and coal-fired power plant shows similarity to the spectrum of PAHs in hard coal.

In all the studied sites, PAHs contents higher than natural, occurring in unpolluted soil, were detected. Among the considered locations, the highest levels of PAHs were characterized by soils from the coking plant area, in which the maximum concentration of PAHs reached 57921 ppb, with the geometric mean 12089 ppb. Coke manufacturing based on high temperature degassing of coal without air access, creates perfect conditions for forming PAHs. The highest content was observed

in the sample taken near a tar tank. In other research locations PAH concentration in soil was also much higher than natural, occurring in unpolluted soil.

Interesting and extensive research on the increased PAH content in soils in industrialized areas has recently been carried out in China (Jiao et al., 2017). In this study, the PAH distribution and characteristics in terms of concentrations and compositions in contaminated soil at a vertical depth of 0–100 cm, and an area of 0–1500 m around a chemical plant located in Changzhi district (Shanxi, China) were determined. Samples were analysed and characterized by PAH ratios and composition. In this region coal chemical industry extracts many coal resources, producing at the same time many PAHs that are emitted as by-products of coal incomplete combustion. The concentrations of the priority control 16 PAHs in the 66 soils samples around the chemical plant varied from 3870 ppb to 116000 ppb.

All the above Estonian, Polish, American and Chinese results have shown that PAHs are present in high concentrations in the top soil of areas near the chemical industry.

One more interesting aspect related to PAH derivatives in soil is mentioned. Although PAHs have been extensively studied, the knowledge of their oxygen-containing derivatives and metabolites (OPAHs) in soils is limited (Bandowe, Wilcke, 2010). The authors elaborated new analytical protocol for determination of PAHs and OPAHs. This procedure was applied to soils from a former gasworks site, Berlin, an urban soil from Mainz, both in Germany, and a forest soil from near Manaus, Brazil. The sums of 34 PAH concentrations were 107000, 3505, and 21 ppb: those of seven carbonyl-OPAHs were 15690, 170, and 7 ppb; and for Berlin, Mainz, and Manaus soils, respectively. Several OPAHs were present at concentrations higher than or equal to their parent PAHs, demonstrating the importance of OPAH measurement for the assessment of PAH-related environmental risks. It is important in carcinogenesis, because PAHs require metabolic activation and subsequent formation of adducts with nuclear DNA.

We would like to end this review with a general remark. There are many classifications determining the soil pollution degree due to the level of PAH. In Poland, the assessment of soil quality is carried out based on different classifications, i.e. National Research Institute (Institute of Soil Science and Plant Cultivation, ISSPC) system (sum of 13 PAHs), Ministry Regulation (sum of nine PAHs) and Dutch List (sum of ten PAHs). Table 1 shows the comparison of PAHs content and soil assessment.

Table 1. Standard limiting PAH content in the soil surface layer (micrograms per kilogram) (Wilkomirski et al., 2011)

Class	1	2	3	3	4	5
ISSPC (13 PAHs)	0–200 unpolluted (natural content)	200–600 unpolluted (increased content)	600–1,000 slightly polluted	1,000–5,000 polluted	5,000–10,000 heavily polluted	up to >10,000 very heavily polluted
Ministry of Environment (9 PAHs)	<1,000 unpolluted	>1,000 polluted	>40,000			
Dutch List (10 PAHs)	<1,000 unpolluted	1,000–40,000 polluted	>40,000 Heavily polluted			

3. Conclusion

The anthropopressure, especially transport and certain industries, cause an increase in PAH concentrations in the soil to levels that can be really dangerous to human health. Soils with such PAH content are classified in all the above classifications as very heavily contaminated.

References

- Achten et al., 2009 – Achten C., Hofmann T. (2009). Native polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in coals – a hardly recognized source of environmental contamination. *Science of the Total Environment*, 407(8): 2461–2473.
- Andersson et al., 2015 – Andersson J.T., Achten C. (2015). Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2-4): 330–354.
- Banger et al., 2010 – Banger K., Toor G.S., Chirenje T., Lena Ma. (2010). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Soils of Different Land Uses in Miami, Florida, Soil and Sediment Contamination. *An International Journal*, 19(2): 231–243.
- Barile et al., 2003 – Barile F.A. (2003). Clinical toxicology. Principles and Mechanisms. CRC Press. Washington D. C. USA.
- Berset et al., 2001 – Berset J.D., Kuehne P., Shotyk W. (2001). Concentrations and distribution of some polychlorinated biphenyls (PCBs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an ombrotrophic peat bog profile of Switzerland. *Science of the Total Environment*, 267: 67–85.
- Borgulat et al., 2018 – Borgulat J., Mętrak M., Staszewski T., Wilkomirski B., Suska-Malawska M. (2018). Heavy Metals Accumulation in Soil and Plants of Polish Peat Bogs. *Pol. J. Environ. Stud.*, 27(2): 537-544. DOI: 10.15244/pjoes/75823
- Bojakowska, 2005 – Bojakowska I. (2005). PAHs spectrum in the soils of the industrial areas Proceedings of the Conference “Valorisation of the environment in the areas exposed to long term industrial and mining activities”. *Polish Geological Institute Special Papers*, 17: 9–16.
- Bojakowska, Sokołowska, 1998 – Bojakowska I., Sokołowska G. (1998). Geochemical background of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soils. *Przegląd Geologiczny*, 46: 1083–1085.
- Bojakowska, Sokołowska, 2001 – Bojakowska I., Sokołowska G. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons in brown coals from Poland. *Geological Quarterly*, 45(1): 93–98.
- Bojakowska, Sokołowska, 2012 – Bojakowska I., Sokołowska G. (2012). Polycyclic aromatic hydrocarbons in crude oils from Poland. *Geological Quarterly*, 45: 81–86.
- Bojakowska et al., 2013 – Bojakowska I., Sztuczyńska A., Wilkomirski B. (2013). PAH Variability in Vertical Profiles from Otałzyno, Huczwa and Stoczek Peatland Sites. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 14: 87–96.
- Brooks, 2004 – Brooks K.M. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbon migration from creosote-treated railway ties into ballast and adjacent wetlands. *Research Paper FPL-RP-617*, Madison WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory.
- Crépineau et al., 2003 – Crépineau-Ducoulombier C., Rychen G. (2003). Assessment of soil and grass Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) contamination levels in agricultural fields located near a motorway and an airport. *Agronomie, EDP Sciences*, 23(4): 345–348.
- Déportes et al., 1995 – Déportes I., Benoit-Guyod J.L., Zmirou D. (1995). Hazard to man and the environment posed by the use urban waste compost: a review. *Science of the Total Environment*, 172: 197–222.
- Dreyer et al., 2005 – Dreyer A., Blodau C., Turunen J., Radke M. (2005). The spatial distribution of PAH depositions to peatlands of Eastern Canada. *Atmospheric Environment*, 39(20): 3725–3733.
- Ekonomiuk, 2007 – Ekonomiuk A. (2007). Migration of PAH and heavy metals in peat ecosystems. Ph. D. Thesis, University of Warsaw.
- Eun-Jung et al., 2003 – Eun-Jung K., Jeon-Eun O., Yoon-Seok Ch. (2003). Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *Science of the Total Environment*, 311: 177–189.
- Evans et al., 1990 – Evans K.M., Gill R.A., Robotham P.W. (1990). The source, composition and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the River Derwent, Derbyshire, U.K. *Water, Air, and Soil Pollution*, 51: 1–12.
- Feng et al., 2009 – Feng X., Pisula W., Müllen K. (2009). Large polycyclic aromatic hydrocarbons: Synthesis and discotic organization. *Pure and Applied Chemistry*, 81(12): 2203–2224.

- Fujiki, 2014** – Fujiki H. (2014). Gist of Dr. Katsusaburo Yamagiwa's papers entitled "Experimental study on the pathogenesis of epithelial tumors" (I to VI reports). *Cancer Science*, 105(2): 143–149.
- Gabos et al., 2001** – Gabos S., Ikonomu M.G., Schopflocher D., Fowler B.R., White J., Prepas E., Prince D., Chen W. (2001). Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediments following forest fires in northern Alberta. *Chemosphere*, 43: 709–719.
- Ghosal et al., 2016** – Ghosal D., Ghosh S., Dutta T.K., Ahn Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology*, 7: article 1837.
- Gordon, 1994** – Gordon R. (1994). *The Alarming History of Medicine*. New York: St Martin's Press.
- Hao et al., 2007** – Hao, R., Wang H., Song Y., Jiang H., Peng S. (2007). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Agricultural Soils of the Southern Subtropics, China. *Pedosphere*, 17(5): 673–680.
- Harvey, 1985** – Harvey R.G. (ed.) (1985). *Polycyclic hydrocarbons and carcinogenesis*. American Chemical Society. Washington D. C., USA.
- Herr, 2011** – Herr H.W. (2011). Percivall Pott, the environment and cancer. *BJU International*, 108(4): 479–481.
- Howsam, Jones, 1988** – Howsam M., Jones K. (1988). Sources of PAHs in the environment. In: *PAHs and related compounds: Neilson A.H.* (ed) Springer Verlag. Berlin.
- Igwe, Ukaogo, 2015** – Igwe J.C., Ukaogo P.O. (2015). Environmental Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Journal of Natural Sciences Research*, 5(7): 117–131.
- Jiang et al., 2011** – Jiang Y.F., Wang X.T., Wu M.H., Sheng G.Y., Fu J.M. (2011). Contamination, source identification, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soil of Shanghai, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183: 139–150.
- Jiao et al., 2017** – Jiao H., Wang Q., Zhao N., Jin B., Zhuang X., Zhihui Bai Z. (2017). Article Distributions and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils around a Chemical Plant in Shanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14: 1098–1197.
- Kumar et al., 2014** – Kumar B., Verma V.K., Gaur R., Kumar S., Sharma C.S., Akolkar A.B. (2014). Validation of HPLC method for determination of priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in waste water and sediments. *Advances in Applied Science Research*, 5(1): 201–209.
- Malawska et al., 2002a** – Malawska M., Bojakowska I., Wilkomirski B. (2002a). Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in stratigraphic profile of peat from North-eastern Poland. *Transactions of WCSS*, 2034-1–2034-8.
- Malawska et al., 2002b** – Malawska M., Bojakowska I., Wilkomirski B. (2002b). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in peat and plants from selected peatbogs in the north-east Poland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 686–691.
- Malawska et al., 2006** – Malawska M., Ekonomiuk A., Wilkomirski B. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons in peat soils: distribution in stratigraphic profiles as indicator of PAHs sources. *Mires and Peat*, 1 article 05.
- Malawska et al., 2007** – Malawska M., Korczycki F., Mętrak M., Mikulska A. Wilkomirski B. (2007). A comparative study of the chemical composition of the peat deposit after deep-seated fire on Biele Suchowolskie fen (The Biebrza National Park). *18th International Symposium on Environmental Biogeochemistry*. Abstracts p. T-28. Taupo, New Zealand.
- Medeiros, Simoneit, 2008** – Medeiros P., Simoneit B. (2008). Source profiles of organic compounds emitted upon combustion of green vegetation from temperate climate forests. *Environmental Science and Technology*, 42: 8310–8316.
- Menzie et al., 1992** – Menzie C.A., Potocki B.B., Santodano J. (1992). Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental Science and Technology*, 26: 1278–1283.
- Mętrak et al., 2015** – Mętrak M., Chmielewska M., Sudnik-Wójcikowska B., Wilkomirski B., Staszewski T., Suska-Malawska M. (2015). Does the railway function of railway infrastructure determine qualitative and quantitative composition of contaminants (PAHs, heavy metals) in soil and plant biomass? *Water, Air and Soil Pollution*, 226(8): 253–265.
- Mętrak et al., 2006** – Mętrak M., Malawska M., Kamiński J., Wilkomirski B. (2006). Geochemical changes of peat soils and plant succession on the deeply burnt mires. *Polish Journal of Environmental Studie*, 15: 57–66.

Oleszczuk, Baran, 2005 – Oleszczuk P., Baran S. (2005). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Content in Shoots and Leaves of Willow (*Salix viminalis*) Cultivated on the Sewage Sludge-Amended Soil. *Water, air, and soil pollution*, 168 (1–4), 91–111.

Orru, Orru, 2006 – Orru H., Orru M. (2006). Sources and distribution of trace elements in Estonian peat. *Global and Planetary Change*, 53(4): 249–258.

Paterson, Mackay, 1989 – Paterson S., Mackay D. (1989). A model illustrating the environmental fate, exposure and human uptake of persistent organic chemicals. *Ecological Modelling*, 47(1–2): 85–114.

Ray et al., 2008 – Ray. S., Khillare P.S. Agarwal T., Shridhar V. (2008). Assessment of PAHs in soil around the International Airport in Delhi, India. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1–3): 9–16.

Rengarajan et al., 2015 – Rengarajan T., Rajendran P., Nandakumar N., Lokeshkumar B., Rajendran P., Nishigaki I. (2015). Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, 5(3): 182–189.

Sądej, Namiotko, 2010 – Sądej W., Namiotko A. (2010). Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Fertilized with Composted Municipal Waste. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(5): 999–1005.

Stracquadiano et al., 2003 – Stracquadiano M., Dinelli E., Trombini C. (2003). Role of volcanic dust in the atmospheric transport and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons and mercury. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(6): 984–988.

Trang, Byeong-Kyu, 2009 – Trang T.T.D., Byeong-Kyu L. (2009). Characteristic, toxicity and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere*, 74: 1245–1253.

Trapido, 1999 – Trapido M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in Estonian soil: contamination and profiles. *Environmental Pollution*, 105(1): 67–74.

Tsibart et al., 2014 – Tsibart A., Gennadiev A., Koshovskii T., Watts A. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons in post-fire soils of drained peatlands in western Meshchera (Moscow region, Russia). *Solid Earth*, 5: 1305–1317.

Vergnoux et al., 2011 – Vergnoux A., Malleret L., Asia L., Doumenq P., Theraulaz F. (2011). Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environmental Research*, 111(2): 193–198.

Wang et al., 2013 – Wang X-T., Miao Y., Zhang Y., Li Y-C., Wu M-H, Yu G. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: Occurrence, source apportionment and potential human health risk. *Science of the Total Environment*, 447: 80–89.

Wierzbicka et al., 2015 – Wierzbicka M., Bemowska-Kalabun O. and Gworek B. (2015). Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks. *Ecotoxicology*, 24(4): 805–822. DOI: 10.1007/s10646-015-1426-8

Wilcke, 2000 – Wilcke W. (2000). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163: 229–248.

Wilcke, 2007 – Wilcke W. (2007). Review. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141: 157–166.

Wild et al., 1991 – Wild S.R., Berrow M.L., Jones K.C. (1991). The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils. *Environmental Pollution*, 72(2): 141–157.

Wild, Jones, 1995 – Wild S.R., Jones K.C. (1995). Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution*, 88: 91–108.

Wilkomirski et al., 2002 – Wilkomirski B., Bojakowska I., Malawska M. (2002). An analysis of PAHs content in peat of two selected raised bogs from Poland. *Transactions of WCSS*, 2053-1–2053-6.

Wilkomirski et al., 2012 – Wilkomirski B., Galera H., Sudnik-Wójcikowska B., Staszewski T., Malawska M. (2012). Railway Tracks – Habitat Conditions, Contamination, Floristic Settlement. A Review. *Environmental and Natural Resources Research*, 1: 86–95.

Wilkomirski, Malawska, 2005 – Wilkomirski B., Malawska M. (2005). Polycyclic aromatic hydrocarbons concentration in peat profiles and plants growing on the two selected raised bogs in Poland, in: *Soil Abiotic and Biotic Interactions and the Impact on the Ecosystems and Human*

Welfare. *P.M. Huang, A. Violante and J.M. Bollag* (Eds.) Published by the Science Publishers, New Hampshire, USA.

[Wilkomirski et al., 2011](#) – *Wilkomirski B., Sudnik-Wójcikowska B., Galera H., Wierzbicka M, Malawska M.* (2011). Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. *Water, Air and Soil Pollution*, 218: 333–345.

[Włóka, Smol, 2014](#) – *Włóka D., Smol M.* (2014). Assessment of PAHs Pollution in Soil Fertilized with Sewage Sludge, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17(4): 713–726.

[Yang et al., 2014](#) – *Yang Y., Woodward L.A., Li Q.X., Wang J.* (2014). Concentrations, Source and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils from Midway Atoll, North Pacific Ocean. *PLoS One*, 9(1): e86441.

[Yunker et al., 2002](#) – *Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S.* (2002). PAHs in the Fraser River Basin; a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33: 489–515.