

Feasibility of microalgae farms as an alternative technology for carbon sequestration under the temperate climate conditions of Central Russia

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Khlebova D.L.*, Galieva G.Sh., Statsenko E.A.,
Galitskaya P.Y., Selivanovskaya S.Y.

Kazan Federal University, Kazan, Republic of Tatarstan, 420008, Russia

ABSTRACT. Microalgae farms offer a promising route for carbon capture owing to the high photosynthetic efficiency of microalgae (10–20%) versus terrestrial plants (1–2%) and to their ability to use industrial CO₂ and wastewater nutrients. This study calculates the carbon balance of a hypothetical 100 m² photobioreactor farm in the temperate climate of Central Russia (Kazan), supplied with thermal-power-plant flue gas and treated municipal wastewater. At a productivity of 3.5 g/L per day, photosynthetic CO₂ uptake (642.25 kg/day) exceeds combined emissions (21.7 kg CO₂/day), giving a negative footprint of approximately –226.5 t CO₂/year and supporting farm feasibility for carbon sequestration in a temperate climate. Achieving this productivity, however, requires strains tolerant to flue gas/wastewater contaminants and pH/temperature fluctuations, making closed photobioreactors a realistic but demanding route to carbon-negative biomass production in temperate regions.

Keywords: microalgae, carbon sequestration, photobioreactor, carbon footprint, flue gas, temperate climate

For citation: Khlebova D.L., Galieva G.Sh., Statsenko E.A., Galitskaya P.Y., Selivanovskaya S.Y. Feasibility of microalgae farms as an alternative technology for carbon sequestration under the temperate climate conditions of Central Russia // Limnology and Freshwater Biology. 2026. - № 4. - P. 405–419. DOI: [10.31951/2658-3518-2026-A-4-405](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2026-A-4-405)

1. Introduction

To mitigate climate change, various carbon capture and storage technologies have emerged, including geological CO₂ storage and biological sequestration. Among biological methods, the use of microalgae—unicellular green algae and, less commonly, cyanobacteria—for carbon capture has attracted particular attention. The photosynthetic efficiency of microalgae reaches 10–20%, considerably exceeding that of terrestrial plants, including forests (1–2%), which makes microalgae an attractive object for carbon sequestration biotechnology (Singh and Ahluwalia, 2013).

Green microalgae (*Chlorophyta*) inhabit both marine and freshwater environments. They are characterized by high growth rates and by the ability to capture CO₂ from the atmosphere, industrial flue gas, or dissolved carbonates in aquatic ecosystems (Klinthong et al., 2015). The most extensively studied genera include *Chlorella*, *Scenedesmus*, and *Botryococcus*, which are widely investigated for applications in carbon neutralization, biofuel production, and the synthesis of high-value bioproducts (Wang et al., 2022). In addition

to *Chlorophyta*, alternative microalgal groups, such as coccolithophorids, were also explored for CO₂ bioremediation purposes (Moheimani, 2005). Cyanobacteria, or blue-green algae, are prokaryotes that nonetheless contain chlorophyll and are capable of photosynthesis. Like green microalgae, they can rapidly accumulate biomass and additionally display high tolerance to eutrophication and chemical pollution.

Photosynthesis in green microalgae comprises two phases: a light-dependent phase, in which solar energy excites chlorophyll molecules and generates ATP and NADPH, and a light-independent phase (the Calvin cycle), in which the enzyme ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase (RuBisCO) fixes CO₂ into organic molecules (Masojídek et al., 2013). The fixed carbon accumulates as carbohydrates, lipids, or extracellular compounds, which can subsequently be used for economic purposes. The efficiency of CO₂ fixation depends on a combination of factors, including light intensity, temperature, CO₂ concentration, pH, and nutrient availability. Optimization of these parameters is the subject of an extensive body of process-engineering literature (Bhola et al., 2014; Li et al., 2023).

*Corresponding author. E-mail address: khlebova.darya@mail.ru (D.L. Khlebova)

Received: June 30, 2026;

Accepted after revised: August 10, 2026;

Available online: August 28, 2026

© Author(s) 2026. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



To implement carbon sequestration using microalgae, so-called algae farms are constructed. The most common designs are open ponds and closed photobioreactors. Open ponds, widely used owing to their low cost, are shallow basins equipped with paddle-wheel mixing to maximize light capture and CO₂ supply. Their main drawbacks are vulnerability to contamination and water loss through evaporation. Closed photobioreactors (PBRs) are more expensive to construct and operate but avoid these drawbacks and additionally provide better control over light intensity, temperature, and CO₂ concentration, resulting in higher biomass (or other useful product) yields (Bhola et al., 2014). Photobioreactor designs vary widely, tubular, flat-plate, and bubble-column configurations among them, and the choice of design strongly affects CO₂ transfer efficiency and overall productivity (Fu et al., 2019). Currently operating microalgae farms differ substantially in productivity, products obtained, and location (Table 1).

Overall, the global distribution of microalgae farms differs considerably between hot- and temperate-climate regions. Hot-climate areas, including parts of the USA (e.g., Florida and California), Australia, India, and Southeast Asia, host a substantial number of microalgae farms, since these territories provide sufficient insolation and temperature for algal growth. Countries such as India and China are actively investing in large-scale algae cultivation projects, capitalizing on their warm climate. In temperate-climate regions, including parts of central Europe (e.g., Germany and the Netherlands), Japan, and some areas of North America, the number of microalgae farms is markedly lower. Lower temperatures and reduced insolation in these regions necessitate advanced cultivation technologies, such as closed photobioreactors with maintained optimal growth conditions, which often leads to higher operating costs and can limit wider deployment. Overall, approximately 60–70% of commercial

microalgae production facilities are located in hot-climate regions and 30–40% in temperate-climate regions (Spolaore et al., 2006).

In Russia, research on microalgae species and properties, as well as on prospects for their industrial cultivation, including carbon sequestration, is conducted at the K.A. Timiryazev Institute of Plant Physiology of the Russian Academy of Sciences (Moscow), the A.O. Kovalevsky Institute of Biology of Southern Seas of the Russian Academy of Sciences (IBSS RAS, Sevastopol), Kazan (Volga region) Federal University (Kazan), and some other research institutes. No information on commercial microalgae farms was identified during the literature search; however, several experimental production facilities were found. IBSS RAS (Sevastopol) developed and launched a pilot algal-biotechnical module for evaluating the productivity of various microalgae cultures across different seasons, with the results intended to inform recommendations for industrial cultivation. The company Biotechros (Moscow) is developing microalgae cultivation technologies for biofuel and feed-additive production, aiming to build industrial-scale facilities for mass microalgae cultivation. The Algobiotech project (Penza) focuses on developing and implementing cultivation technologies for dietary supplements, cosmetics, and animal feed, in cooperation with research institutions to optimize cultivation and processing.

A recognized strategy for improving the economic and environmental viability of microalgae farms is the combined use of industrial flue gas as a CO₂ source and wastewater as a source of nitrogen and phosphorus, since this simultaneously addresses two environmental problems—CO₂ emissions and wastewater nutrient loading—within a single technological process (Ji et al., 2013; Wang et al., 2022). Bio-fixation of flue gas from thermal power plants by microalgae was highlighted as a promising route for industrial CO₂ mitigation, although it requires consideration of the gas

Table 1. Examples of microalgae farms with different characteristics (Fu et al., 2019; Ramaraj et al., 2014)

Farm name	Location	Technology	CO ₂ productivity	Year founded	Additional use
Algenol Biotech	Florida, USA	Closed photobioreactors	~60 t CO ₂ /ha/year	2006	Biofuel, nutraceuticals
RITE Project	Japan	Open ponds	~1 g CO ₂ /L/day	1990	Hydrogen production, wastewater treatment
BioSolar Cells	Netherlands	Photovoltaically-assisted photobioreactors	~75 t CO ₂ /ha/year	2010	Industrial feedstock, pigments
Tsinghua Raceway Pond	China	Open pond	~30 t CO ₂ /ha/year	1985	Animal feed
Swedish consortium	Sweden	Hybrid pond system	~50 t CO ₂ /ha/year	2021	Biofertilizers, wastewater reuse
IBSS RAS	Sevastopol, Russia	Algal-biotechnical module	Experimental unit, no productivity data available	2023	Development of recommendations for industrial microalgae cultivation

Note. For the RITE project, productivity is given in volumetric units (g CO₂/L/day) because the primary source provides no data on the area or working volume of the unit; this value is not directly comparable with the areal values (t CO₂/ha/year) reported for the other farms.

composition and associated contaminants (Singh et al., 2019). The calculation presented below is based on this integrated approach.

The aim of this study is to assess the feasibility of using microalgae farms as an alternative technology for carbon sequestration under the conditions of the temperate climate zone of Central Russia. In this regard, we calculated a carbon balance for a representative model farm and analyzed the operating conditions required for its practical implementation.

2. Materials and methods

Since no commercial microalgae farms currently operate under the temperate climate conditions of central Russia, a representative engineering calculation was performed for a hypothetical medium-sized farm, following an approach typical of techno-economic feasibility assessments of biotechnological installations (Fu et al., 2019; Abdur Razzak et al., 2024).

The model farm was assumed to use a vertical tubular photobioreactor housed in a closed, greenhouse-type structure—a configuration favored for temperate climates thanks to its superior control of irradiance, temperature, and CO₂ concentration relative to open ponds (Bhola et al., 2014; Fu et al., 2019). Typical tube dimensions were taken as 5 cm in diameter and 2.3 m in height. The useful greenhouse area was set at 100 m², of which 40 m² is occupied by walkways and gaps between tube rows. On the remaining working area (60 m²), the tubes are arranged in two vertical tiers on racks: the horizontal projection of the tube bases occupies approximately one-third of the working area (≈ 21.7 m²), while the other two-thirds remain clear for light penetration and servicing access. For the assumed internal diameter, the total number of tubes is $\sim 22,000$ (≈ 4.5 L per tube), giving a total culture-liquid volume of approximately 100 m³. A vertical, multi-tier arrangement allows the required illuminated culture volume to be accommodated on a limited footprint without excessively dense in-plane packing of the tubes (Fu et al., 2019).

The CO₂ source for the farm was assumed to be flue gas from a thermal power plant (TPP), mixed with ambient air, which simultaneously provides warming of the culture medium to the optimal temperature. Bio-fixation of TPP flue gas by microalgae is a recognized strategy for industrial CO₂ mitigation (Singh et al., 2019). The flue gas is drawn from the plant's flue duct (downstream of the gas-cleaning system) via a slip-stream off-take and delivered to the farm by a blower through a pipeline. Taking a slip-stream at the flue-duct level, rather than at the stack outlet, is a standard practice in flue-gas bio-fixation (Singh et al., 2019; Li et al., 2026), which requires no change to the plant's stack dispersion scheme. Nutrients were assumed to be supplied by raw municipal wastewater diluted with partially treated wastewater, an approach consistent with published studies on microalgae cultivation in municipal and industrial wastewater for combined nutrient removal and biomass production (Ji et al., 2013; Wang et al., 2022). As an illustrative siting example, such a farm could be located in the city of Kazan, between the heat and power plant TPP-1 and the Vodokanal municipal wastewater treatment facility, which are situated close to one another. The general operating principle of the farm is shown in Fig. 1.

Biomass productivity was taken as 3.5 g/L per day and specific energy consumption as 207 MJ/m² per year, based on published data for microalgae cultivation in photobioreactors (Abdur Razzak et al., 2024). The adopted value of 3.5 g/L/day is an upper bound on productivity under optimized conditions. Municipal wastewater as a source of organic carbon enables mixotrophic cultivation, under which biomass productivity can exceed that of purely photoautotrophic growth by a factor of two to five (Pang et al., 2019), and achieving the adopted level requires strain selection and, where necessary, adaptation (see Discussion). For the present calculation, biomass was assumed to be used as animal feed; this assumption does not affect the carbon balance calculation itself, although alternative biomass valorization routes are described in the Discussion.

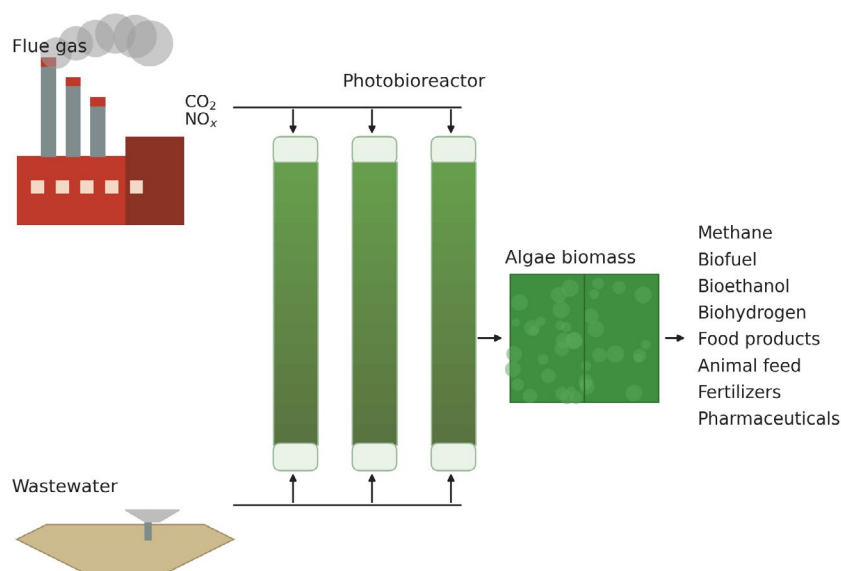


Fig.1. General operating scheme of a microalgae farm using flue gas and wastewater as carbon and nutrient sources.

The carbon footprint of the farm was calculated as the difference between CO₂ captured through photosynthesis and CO₂ emitted as a result of energy consumption and water treatment during operation using the following steps:

(1) Daily biomass production = productivity (g/L day) × reactor liquid volume (L).

(2) Daily carbon fixation = daily biomass production × carbon content of dry biomass (taken as 50%, consistent with the typical biochemical composition of microalgal biomass; Masojídek et al., 2013).

(3) Daily CO₂ uptake = daily carbon fixation × 44/12 (the stoichiometric mass ratio of CO₂ to C).

(4) Daily energy-related CO₂ emissions = (annual specific energy consumption × useful area / 365) × emission factor for thermal power generation (taken as 0.25 kg CO₂/MJ, a representative average value for fossil-fuel power generation).

(5) Daily water-treatment CO₂ emissions = daily volume of supernatant (spent culture liquid) generated during biomass harvesting and requiring polishing before discharge × specific emission factor for water treatment and pumping (taken as 5 kg CO₂/m³).

(6) Net daily carbon footprint = daily CO₂ uptake – (daily energy-related emissions + daily water-treatment emissions).

The resulting daily value was extrapolated to an annual carbon footprint by multiplying by 365 days.

Additionally, to assess the effect of seasonality, a scenario calculation was performed in which biomass productivity was set proportional to the mean monthly insolation for Kazan (≈55.8°N; PVGIS/Global Solar Atlas data), normalized to the summer maximum corresponding to the design productivity of 3.5 g/L/day. Culture heating in the cold season was assumed to be provided by the waste heat of the flue gas, and artificial illumination at the design level was not assumed because of the associated negative energy balance (Slade and Bauen, 2013). The annual carbon balance was computed as the sum of daily values over all months.

3. Results

The daily biomass production of the model farm is 3.5 g/L per day × 100,000 L = 350 kg/day. Assuming a carbon content of approximately 50% of dry biomass, the corresponding daily carbon fixation is 175 kg C per day. Converting to CO₂ using the stoichiometric factor 44/12 ≈ 3.67 gives a daily photosynthetic CO₂ uptake of 175 × 3.67 ≈ 642.25 kg CO₂/day, equivalent to approximately 234.4 t CO₂/year.

The total annual energy consumption of the farm is 207 MJ/m² per year × 100 m² = 20,700 MJ/year, or 56.71 MJ/day. At an emission factor of 0.25 kg CO₂/MJ for thermal power generation, the corresponding daily CO₂ emission from energy consumption is 56.71 × 0.25 ≈ 14.18 kg CO₂/day.

The farm requires the polishing of ~1.5 m³ of supernatant (spent culture liquid generated during daily biomass harvesting) per day, taken as a representative estimate for a reactor of this volume. The emission factor below is adopted as a conservative upper

bound. At a specific emission factor of 5 kg CO₂/m³, the corresponding daily CO₂ emission from water treatment and pumping is 1.5 × 5 = 7.5 kg CO₂ per day.

The resulting carbon balance of the model farm is summarized in Table 2. Total daily CO₂ emissions (energy consumption plus water treatment) amount to 14.18 + 7.5 = 21.68 kg CO₂/day, while daily CO₂ uptake through photosynthesis is 642.25 kg CO₂/day. The net carbon footprint is therefore 642.25 – 21.68 ≈ 620.57 kg CO₂ per day, or approximately –226.5 t CO₂/year (a negative value indicating net carbon sequestration).

Thus, the carbon footprint of the model microalgae farm is negative, confirming the principal feasibility of constructing such a farm for carbon sequestration under the temperate climate conditions of Central Russia. It should be noted that the calculation is intentionally simplified: it does not account for the possibility of converting the harvested biomass into higher-value products or energy carriers, and it assumes a comparatively high (though not maximum) biomass productivity that is only achievable with efficient microalgae strains cultivated under near-optimal conditions.

The calculation above corresponds to the design (optimal) operating conditions. Since insolation and temperature vary substantially across seasons in the temperate climate of Central Russia, an additional seasonal scenario calculation of the annual carbon balance was performed (Table 3). It assumes that culture heating is provided by flue-gas waste heat and generates no additional emissions, and that productivity tracks natural insolation (without artificial illumination at the design level, since the latter leads to a negative energy balance (Slade and Bauen, 2013)). Under these assumptions, the mean annual productivity decreases, and the net carbon footprint is approximately –115 t CO₂/year, which is almost half the design value (–226.5 t CO₂/year) but still negative. Thus, seasonality substantially reduces, but does not eliminate, the sequestration potential of the farm.

4. Discussion

The area-normalized gross CO₂ uptake of the model farm (≈234.4 t CO₂/year from a 100 m², i.e. 0.01 ha, footprint) substantially exceeds the per-hectare productivities reported for open-pond and flat

Table 2. Carbon balance of the model microalgae farm

Component	Value
Daily biomass production	350 kg/day
Daily CO ₂ uptake (photosynthesis)	642.25 kg CO ₂ /day (≈234.4 t CO ₂ /year)
Daily CO ₂ emissions — energy consumption	14.18 kg CO ₂ /day
Daily CO ₂ emissions — water treatment	7.50 kg CO ₂ /day
Total daily CO ₂ emissions	21.68 kg CO ₂ /day
Net daily carbon footprint	–620.57 kg CO ₂ /day
Net annual carbon footprint	≈ –226.5 t CO ₂ /year

Table 3. Seasonal carbon balance of the model microalgae farm (Kazan).

Period	Days	Mean productivity, g/L/day	Gross CO ₂ uptake, kg/day	Net footprint, kg/day	Annual contribution, t/year
Summer (June–August)	92	3.22	591	569	52.4
Spring/autumn (April, May, September, October)	122	2.08	382	361	44.0
Winter (November–March)	151	0.81	148	126	19.1
Total (year)	365	—	—	—	≈ –115 (net)

photobioreactor systems listed in Table 1, such as the Tsinghua raceway pond (≈ 30 t CO₂/ha/year), the Swedish hybrid pond consortium (≈ 50 t CO₂/ha/year), Algenol Biotech (≈ 60 t CO₂/ha/year), or BioSolar Cells (≈ 75 t CO₂/ha/year). This difference is consistent with the recognized advantage of vertical tubular photobioreactors, which, by packing a large illuminated culture volume into a small footprint, can achieve markedly higher volumetric and areal productivity than shallow open systems (Fu et al., 2019; Abdur Razzak et al., 2024; Li et al., 2023). At the same time, this comparison should be interpreted with caution, since the productivity value used in the present calculation corresponds to optimized photobioreactor operation rather than to data from an operating farm under Russian climatic conditions.

The substantially higher area-normalized value of the model farm relative to the farms listed in Table 1 is explained mainly by the fact that the Table 1 values reflect the average operational performance of existing farms, including downtime, seasonality and non-optimal conditions, whereas the present calculation uses the peak productivity of an optimized regime and a vertical, multi-tier arrangement of a large illuminated culture volume on a small footprint (volumetric rather than the areal productivity of shallow ponds). The seasonal scenario above (Table 3) provides a more realistic lower bound.

For context, a comparison with reforestation is useful: the typical net sequestration of temperate forests is ~ 2 – 10 t CO₂/ha/year (on average ≈ 3.7 t CO₂/ha/year) (Pan et al., 2011). The model farm sequesters ≈ 115 – 226 t CO₂/year from a 0.01 ha footprint, i.e. orders of magnitude more per unit area; however, this is achieved at the cost of substantial capital, operating expenditure, and energy use, whereas reforestation delivers sequestration at almost no operating cost and provides co-benefit ecosystem services. Algae farms are therefore most justified where land is scarce and point sources of CO₂ and nutrients are available, and should be regarded as a complement to, rather than a replacement for, reforestation.

The present calculation assumes that the harvested biomass is used as animal feed, which simplifies the carbon balance but does not capture the full potential economic and environmental benefit of the farm. Cultivation under nitrogen-limiting conditions can substantially increase intracellular lipid content, as shown for *Parachlorella kessleri* TY02 (Gao et al., 2019) and for the freshwater species *Scenedesmus* sp. LX1 grown in secondary wastewater effluent (Xin et

al., 2010), suggesting that lipid-oriented cultivation regimes could allow the same farm to produce biodiesel feedstock in addition to, or instead of, feed biomass. Microalgae-based purification of biogas (biomethane upgrading) using chlorophyll-containing microalgae was also demonstrated (Dyachok et al., 2022), indicating an additional avenue for combining the proposed farm with biogas-producing facilities, which are themselves a potential source of CO₂ and heat. Incorporating such high-value or energy-oriented uses of the biomass would be expected to improve both the carbon and the economic balance of the farm relative to the conservative feed-use scenario discussed here.

It should also be noted that, with real flue gas and wastewater, the biomass may accumulate heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd, As, Ni, Hg, etc.) and other contaminants, which accumulate predominantly in the biomass rather than in the culture medium (Napan et al., 2015; Yang et al., 2025). This may restrict the use of the biomass in feed and food chains and requires regular monitoring against feed heavy-metal limits. In cases of exceeded limits, the biomass is better directed to non-feed valorization routes—biodiesel production, biogas upgrading, or (subject to compliance) biofertilizer—consistent with the biomass uses discussed above.

Translating the calculated carbon balance into an operating facility would require overcoming several practical barriers. Achieving the assumed productivity on real flue gas and wastewater feedstocks demands microalgae strains tolerant of SO₂, NO_x, heavy metals, and the pH and temperature fluctuations typical of industrial effluents, a requirement that recent reviews identify as a persistent bottleneck limiting the transition of photobioreactor technology from laboratory to industrial scale (Cheng et al., 2025; Yang et al., 2025). If natural tolerance is insufficient, adaptive laboratory evolution offers a route to developing it in candidate strains (Zhang et al., 2021), and the feasibility of the resulting approach has recently been demonstrated at pilot scale, where a microalgal strain selected for tolerance to industrial reverse-osmosis concentrate, and real flue gas sustained stable nutrient removal and CO₂ fixation in a 6000-L tubular photobioreactor (Li et al., 2026). Comparable strain-selection and pilot-scale validation, for which the IBSS RAS algal-biotechnical module in Sevastopol represents the closest existing Russian analogue, together with an economic assessment of operating costs under temperate-climate conditions, would be necessary prerequisites before the model farm could transit from calculation to practice.

5. Conclusions

The calculated carbon footprint of the model microalgae farm—a vertical tubular photobioreactor with a useful area of 100 m², supplied with thermal-power-plant flue gas and municipal wastewater—is negative, at approximately – 226.5 t CO₂/year, confirming the principal feasibility of using microalgae farms for carbon sequestration under the temperate climate conditions of Central Russia. The area-normalized productivity of the model closed photobioreactor substantially exceeds the typical per-hectare CO₂ uptake reported for open-pond systems, consistent with the recognized productivity advantage of vertical tubular photobioreactor designs. Achieving the assumed productivity in practice requires the selection, and, where is necessary, the adaptation of microalgae strains tolerant to the contaminants in flue gas (SO₂, NO_x, and heavy metals) and in wastewater, as well as to associated pH and temperature fluctuations. Valorization of the harvested biomass into higher-value products, such as lipid-rich biomass for biodiesel or its use in biogas purification, represents a further avenue for improving both the carbon and the economic balance of the proposed technology and should be addressed in future work, together with pilot-scale validation analogous to the IBSS RAS algal-biotechnical module. Additionally, a seasonal scenario calculation for the conditions of Kazan demonstrates that, under tracking natural insolation, the mean annual net sequestration is roughly halved (to ≈ – 115 t CO₂/year) but remains negative, confirming the robustness of this conclusion to seasonality.

Acknowledgements

This work was funded by the subsidy allocated to Kazan Federal University for the state assignment in the sphere of scientific activities, project No. FZSM-2024-0004.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Abdur Razzak S., Bahar K., Islam K.M.O. et al. 2024. Microalgae cultivation in photobioreactors: sustainable solutions for a greener future. *Green Chemical Engineering* 5(4): 418–439. DOI: [10.1016/j.gce.2023.10.004](https://doi.org/10.1016/j.gce.2023.10.004)
- Bhola V., Swalaha F., Ranjith Kumar R. et al. 2014. Overview of the potential of microalgae for CO₂ sequestration. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11(7): 2103–2118. DOI: [10.1007/s13762-013-0487-6](https://doi.org/10.1007/s13762-013-0487-6)
- Cheng H., Liu Y., Deng Z. et al. 2025. The potential microalgae-based strategy for attaining carbon neutrality and mitigating climate change: a critical review. *Frontiers in Marine Science* 12: 1644390. DOI: [10.3389/fmars.2025.1644390](https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1644390)
- Dyachok V., Venher L., Huhlych S. 2022. The biomethanization gas purification using chlorophyll-synthesizing microalgae. *Journal of Ecological Engineering* 23(9): 259–264. DOI: [10.12911/22998993/151990](https://doi.org/10.12911/22998993/151990)
- Fu J., Huang Y., Liao Q. et al. 2019. Photo-bioreactor design for microalgae: A review from the aspect of CO₂ transfer and conversion. *Bioresource Technology* 292: 121947. DOI: [10.1016/j.biortech.2019.121947](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121947)
- Gao Y., Feng J., Lv J. et al. 2019. Physiological changes of *Parachlorella kessleri* TY02 in lipid accumulation under nitrogen stress. *International Journal of Environmental Research* 16(7): 1188. DOI: [10.3390/ijerph16071188](https://doi.org/10.3390/ijerph16071188)
- Ji M.K., Abou-Shanab R.A.I., Kim S.H. et al. 2013. Cultivation of microalgae species in tertiary municipal wastewater supplemented with CO₂ for nutrient removal and biomass production. *Ecological Engineering* 58: 142–148. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2013.06.020](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.020)
- Klinthong W., Yang Y.H., Huang C.H. et al. 2015. A review: Microalgae and their applications in CO₂ capture and renewable energy. *Aerosol and Air Quality Research* 15(2): 712–742. DOI: [10.4209/aaqr.2014.11.0299](https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.11.0299)
- Li G., Xiao W., Yang T. et al. 2023. Optimization and process effect for microalgae carbon dioxide fixation technology applications based on carbon capture: A comprehensive review. *Journal of Carbon Research* 9(1): 35. DOI: [10.3390/c9010035](https://doi.org/10.3390/c9010035)
- Li J., Wu Y., Liang S. et al. 2026. Microalgae-mediated treatment of steel industry reverse osmosis concentrate integrated with flue gas carbon fixation: From laboratory selection to pilot-scale verification. *Water Research* 288: 124561. DOI: [10.1016/j.watres.2025.124561](https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124561)
- Masojídek J., Torzillo G., Koblížek M. 2013. Photosynthesis in microalgae. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, 2nd Edition, pp. 21–36. DOI: [10.1002/9781118567166.ch2](https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch2)
- Moheimani N.R. 2005. The Culture of Coccolithophorid Algae for Carbon Dioxide Bioremediation. Thesis, Murdoch University, Australia.
- Napan K., Teng L., Quinn J.C. et al. 2015. Impact of heavy metals from flue gas integration with microalgae production. *Algal Research* 8: 83–88. DOI: [10.1016/j.algal.2015.01.003](https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.01.003)
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J. et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045): 988–993. DOI: [10.1126/science.1201609](https://doi.org/10.1126/science.1201609)
- Pang N., Gu X., Chen S. et al. 2019. Exploiting mixotrophy for improving productivities of biomass and co-products of microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 112: 450–460. DOI: [10.1016/j.rser.2019.06.001](https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.001)
- Ramaraj R., Tsai D.D.W., Chen P.H. 2014. Freshwater microalgae niche of air carbon dioxide mitigation. *Ecological Engineering* 68: 47–52. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2014.03.058](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.058)
- Singh H.M., Kothari R., Gupta R. et al. 2019. Bio-fixation of flue gas from thermal power plants with algal biomass: Overview and research perspectives. *Journal of Environmental Management* 245: 519–539. DOI: [10.1016/j.jenvman.2019.01.043](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.043)
- Singh U.B., Ahluwalia A.S. 2013. Microalgae: a promising tool for carbon sequestration. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 18(1): 73–95. DOI: [10.1007/s11027-012-9393-3](https://doi.org/10.1007/s11027-012-9393-3)
- Slade R., Bauen A. 2013. Micro-algae cultivation for bio-fuels: Cost, energy balance, environmental impacts and future prospects. *Biomass and Bioenergy* 53: 29–38. DOI: [10.1016/j.biombioe.2012.12.019](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.12.019)
- Spolaore P., Joannis-Cassan C., Duran E. et al. 2006. Commercial applications of microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101(2): 87–96. DOI: [10.1263/jbb.101.87](https://doi.org/10.1263/jbb.101.87)
- Wang Q., Wang X., Hong Y. et al. 2022. Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: Species selection and comparison. *Biochemical Engineering Journal* 185: 108493. DOI: [10.3390/pr13072052](https://doi.org/10.3390/pr13072052)
- Xin L., Hong-Ying H., Jia Y. 2010. Lipid accumulation

and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus* sp. LXI, growing in secondary effluent. New Biotechnology 27(1): 59–63. DOI: [10.1016/j.nbt.2009.11.006](https://doi.org/10.1016/j.nbt.2009.11.006)

Yang X.-Y., Wei Y.-X., Su Y.-Q. et al. 2025. The strategies microalgae adopt to counteract the toxic effect of heavy metals. Microorganisms 13(5): 989. DOI: [10.3390/microorganisms13050989](https://doi.org/10.3390/microorganisms13050989)

Zhang B., Wu J., Meng F. 2021. Adaptive laboratory evolution of microalgae: A review of the regulation of growth, stress resistance, metabolic processes, and biodegradation of pollutants. Frontiers in Microbiology 12: 737248. DOI: [10.3389/fmicb.2021.737248](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.737248)

Оценка возможности создания водорослевых ферм для улавливания углекислого газа в климатических условиях Средней полосы России



Хлебова Д.Л.*, Галиева Г.Ш., Стаценко Е.А.,
Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю.

Казанский федеральный университет, г. Казань, Республика Татарстан, 420008, Россия

АННОТАЦИЯ. Фермы по выращиванию микроводорослей являются перспективным направлением для улавливания углерода благодаря высокой фотосинтетической эффективности микроводорослей (10–20 %) по сравнению с наземными растениями (1–2 %), а также способности использовать промышленный CO_2 и питательные вещества из сточных вод. В данном исследовании рассчитан углеродный баланс гипотетической фотобиореакторной фермы площадью 100 м², расположенной в условиях умеренного климата Центральной России (г. Казань), с использованием дымовых газов теплоэлектростанции и очищенных городских сточных вод. При продуктивности 3,5 г/л в сутки поглощение CO_2 в процессе фотосинтеза (642,25 кг/сутки) превышает суммарные выбросы (21,7 кг CO_2 /сутки), что обеспечивает отрицательный углеродный след на уровне приблизительно – 226,5 т CO_2 в год и подтверждает целесообразность применения таких ферм для секвестрации углерода в условиях умеренного климата. Однако достижение указанной продуктивности требует использования штаммов, устойчивых к загрязнителям, содержащимся в дымовых газах и сточных водах, а также к колебаниям pH и температуры. В связи с этим закрытые фотобиореакторы представляют собой реалистичный, но технически сложный путь к производству биомассы с отрицательным углеродным балансом в умеренных широтах.

Ключевые слова: микроводоросли, секвестрация углерода, фотобиореактор, углеродный след, дымовые газы, умеренный климат

Для цитирования: Хлебова Д.Л., Галиева Г.Ш., Стаценко Е.А., Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю. Оценка возможности создания водорослевых ферм для улавливания углекислого газа в климатических условиях Средней полосы России // Limnology and Freshwater Biology. 2026. - № 4. - С. 405–419. DOI: 10.31951/2658-3518-2026-A-4-405

1. Введение

Стремление смягчить последствия изменения климата стимулировало разработку различных технологий улавливания и хранения углерода – от геологического захоронения CO_2 до биологических подходов к секвестрации. Среди биологических методов особое внимание привлекает использование микроводорослей (одноклеточных зеленых водорослей и, реже, цианобактерий) для улавливания углерода. Фотосинтетическая эффективность микроводорослей достигает 10–20 %, что значительно превосходит аналогичный показатель наземных растений, включая леса (1–2%), и делает микроводоросли привлекательным объектом для биотехнологии секвестрации углерода (Singh and Ahluwalia, 2013).

Зеленые микроводоросли (*Chlorophyta*) обитают как в морских, так и в пресных водах. Они характеризуются высокими темпами роста и способностью улавливать CO_2 из атмосферы, промышленных дымовых газов или растворенных карбонатов в водных экосистемах (Klinthong et al., 2015). Наиболее подробно изученными родами являются *Chlorella*, *Scenedesmus* и *Botryococcus*, которые широко исследуются на предмет применения в нейтрализации углерода, производстве биотоплива и синтезе биопродуктов с высокой добавленной стоимостью (Wang et al., 2022). Помимо *Chlorophyta*, для целей биоремедиации CO_2 изучались и другие группы микроводорослей, например кокколитофориды (Moheimani, 2005). Цианобактерии (сине-зеленые водоросли) являются прокариотами, однако содержат хлорофилл и способны к фотосинтезу; подобно

*Автор для переписки. Адрес e-mail: khlebova.darya@mail.ru (Д.Л. Хлебова)

Поступила: 30 июня 2026;

Принята после доработки: 10 августа 2026;

Опубликована online: 28 августа 2026

© Автор(ы) 2026. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



зеленым микроводорослям, они быстро наращивают биомассу и, кроме того, проявляют высокую устойчивость к эвтрофикации и химическому загрязнению.

Фотосинтез у зеленых микроводорослей включает две фазы: светозависимую, в ходе которой солнечная энергия возбуждает молекулы хлорофилла и обеспечивает синтез АТФ и НАДФН, и светонезависимую (цикл Кальвина), в которой фермент рибулозо-1,5-бисфосфаткарбоксилаза/оксигеназа (RuBisCO) фиксирует CO_2 с образованием органических соединений (Masojídek et al., 2013). Связанный углерод накапливается в виде углеводов, липидов или внеклеточных соединений, которые в дальнейшем могут быть использованы в хозяйственных целях. Эффективность фиксации CO_2 зависит от сочетания таких факторов, как интенсивность освещения, температура, концентрация CO_2 , pH и доступность питательных веществ; оптимизации этих параметров посвящен обширный массив работ в области процессной инженерии (Bhola et al., 2014; Li et al., 2023).

Для реализации секвестрации углерода с использованием микроводорослей создаются так называемые водорослевые фермы. Наиболее распространенными конструкциями являются открытые пруды и закрытые фотобиореакторы. Открытые пруды, широко применяемые благодаря низкой стоимости, представляют собой неглубокие бассейны, оборудованные колесными мешалками для максимального улавливания света и подачи CO_2 ; их основными недостатками являются уязвимость к загрязнению и потери воды за счет испарения. Закрытые фотобиореакторы (ФБР) дороже в строительстве и эксплуатации, однако лишены перечисленных недостатков и, кроме того, обеспечивают более точный контроль интенсивности освещения, температуры и концентрации CO_2 , что приводит к повышению выхода биомассы (или других полез-

ных продуктов) (Bhola et al., 2014). Конструкции фотобиореакторов весьма разнообразны – среди них трубчатые, плоскостельные и барботажные колонные установки, – причем выбор конструкции существенно влияет на эффективность массопереноса CO_2 и общую продуктивность (Fu et al., 2019). Действующие в настоящее время водорослевые фермы значительно различаются по продуктивности, получаемой продукции и географическому расположению (Таблица 1).

В целом глобальное распределение водорослевых ферм существенно различается между регионами с жарким и умеренным климатом. В районах с жарким климатом – включая отдельные штаты США (например, Флорида, Калифорния), Австралию, Индию и страны Юго-Восточной Азии – сосредоточено значительное число водорослевых ферм, поскольку эти территории обеспечивают достаточную инсоляцию и температуру для роста водорослей; такие страны, как Индия и Китай, активно инвестируют в крупномасштабные проекты по культивированию водорослей, используя преимущества своего теплого климата. В регионах с умеренным климатом, включая отдельные районы Центральной Европы (например, Германия, Нидерланды), Японию, а также некоторые территории Северной Америки, количество водорослевых ферм заметно ниже. Более низкие температуры и уменьшенная инсоляция в этих регионах требуют применения передовых технологий культивирования, таких как закрытые фотобиореакторы с поддержанием оптимальных условий роста, что часто приводит к повышению эксплуатационных затрат и может ограничивать более широкое внедрение. В целом примерно 60-70% коммерческих предприятий по производству микроводорослей расположены в регионах с жарким климатом и 30-40% – в регионах с умеренным климатом (Spolaore et al., 2006).

Таблица 1. Примеры водорослевых ферм с различными характеристиками (Fu et al., 2019; Ramaraj et al., 2014).

Название фермы	Местоположение	Технология	Производительность по CO_2	Год основания	Дополнительное использование
Algenol Biotech	Флорида, США	Закрытые фотобиореакторы	~60 тонн CO_2 /га/год	2006	Биотопливо, нутрицевтики
Проект RITE	Япония	Открытые пруды	~1 г CO_2 /л/день	1990	Производство водорода, очистка сточных вод
BioSolar Cells	Нидерланды	Фотовольтаически поддерживаемые фотобиореакторы	~75 тонн CO_2 /га/год	2010	Промышленные сырье, пигменты
Пруд Tsinghua Raceway	Китай	Открытый пруд	~30 тонн CO_2 /га/год	1985	Корм для животных
Консорциум в Швеции	Швеция	Гибридная система прудов	~50 тонн CO_2 /га/год	2021	Биоудобрения, переработка из сточных вод
ИнБИОМ РАН	Севастополь, Россия	Альгобиотехнический модуль	Экспериментальная установка, данные о производительности отсутствуют	2023	Разработка рекомендаций для промышленного культивирования микроводорослей

Примечание. Для проекта RITE продуктивность приведена в объемных единицах (г CO_2 /л/день), поскольку первоисточник не содержит данных о площади и рабочем объеме установки; эта величина напрямую несопоставима с площадными значениями (т CO_2 /га/год), приведенными для остальных ферм.

В России исследования видов и свойств микроводорослей, а также перспектив их промышленного культивирования, в том числе для целей секвестрации углерода, проводятся в Институте физиологии растений им. К.А. Тимирязева Российской академии наук (Москва), в Институте биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (ИБСС РАН, Севастополь), в Казанском (Приволжском) федеральном университете (Казань), а также в ряде других научно-исследовательских учреждений. В ходе поиска литературы сведений о коммерческих водорослевых фермах выявлено не было; однако обнаружены несколько опытно-экспериментальных установок. В ИБСС РАН (Севастополь) разработан и введен в эксплуатацию пилотный альгобиотехнический модуль для оценки продуктивности различных культур микроводорослей в разные сезоны года; полученные результаты предназначены для выработки рекомендаций по промышленному культивированию. Компания «Биотехрос» (Москва) разрабатывает технологии культивирования микроводорослей для производства биотоплива и кормовых добавок с целью создания промышленных объектов для массового выращивания микроводорослей. Проект «Альгобиотех» (Пенза) ориентирован на разработку и внедрение технологий культивирования для производства биологически активных добавок, косметической продукции и кормов для животных, при этом работа ведется в сотрудничестве с научно-исследовательскими институтами для оптимизации процессов культивирования и переработки.

Признанным подходом к повышению экономической и экологической эффективности водорослевых ферм является совместное использование промышленных дымовых газов в качестве источника CO_2 и сточных вод – как источника азота и фосфора, поскольку это позволяет одновременно решать две экологические проблемы – выбросы CO_2 и биогенную нагрузку сточных вод – в рамках единого технологического процесса (Ji et al., 2013; Wang et al., 2022). Биофиксация дымовых газов теплоэлектростанций с помощью микроводорослей рассматривается как перспективное направление промышленного снижения выбросов CO_2 , хотя при этом требуется учитывать состав газа и сопутствующие примеси (Singh et al., 2019). Приведенный ниже расчет основан на данном комплексном подходе.

Цель настоящей работы – оценить возможность использования ферм по выращиванию микроводорослей в качестве альтернативной технологии секвестрации углерода в условиях умеренной климатической зоны Центральной России. Для этого рассчитан углеродный баланс для модельной фермы, репрезентативной для данного региона, и проанализированы условия эксплуатации, необходимые для ее практической реализации.

2. Материалы и методы

Поскольку в настоящее время в условиях умеренного климата Центральной России не действует ни одной коммерческой водорослевой фермы, был

выполнен репрезентативный инженерный расчет для гипотетической фермы среднего размера в соответствии с подходом, типичным для технико-экономической оценки целесообразности биотехнологических установок (Fu et al., 2019; Abdur Razzak et al., 2024).

Предполагалось, что модельная ферма использует вертикальный трубчатый фотобиореактор, размещенный в закрытом сооружении оранжерейного типа, – такая конфигурация предпочтительна для умеренного климата благодаря более эффективному контролю освещенности, температуры и концентрации CO_2 по сравнению с открытыми прудами (Bhola et al., 2014; Fu et al., 2019). Типичные размеры труб были приняты равными 5 см в диаметре и 2,3 м в высоту. Полезная площадь оранжереи была задана равной 100 м², из которых 40 м² занимают проходы и промежутки между рядами труб. На оставшейся рабочей площади (60 м²) трубы размещены в два вертикальных яруса на стеллажах: горизонтальная проекция оснований труб занимает приблизительно одну треть рабочей площади ($\approx 21,7$ м²), а остальные две трети остаются свободными для доступа света и обслуживания. При принятом внутреннем диаметре труб общее число труб составляет около 22 000 (объем одной трубы $\approx 4,5$ л), что в сумме дает объем культуральной жидкости приблизительно 100 м³. Вертикальное ярусное размещение позволяет разместить требуемый освещаемый объем культуры на ограниченной площади без чрезмерно плотной упаковки труб в одной плоскости (Fu et al., 2019).

Источником CO_2 для фермы предполагались дымовые газы теплоэлектростанции (ТЭС), смешанные с атмосферным воздухом, что одновременно обеспечивает подогрев культуральной среды до оптимальной температуры; биофиксация дымовых газов ТЭС с помощью микроводорослей является признанной стратегией промышленного снижения выбросов CO_2 (Singh et al., 2019). Дымовые газы отбираются из газохода ТЭС (после системы газоочистки) через байпасный отвод и подаются к ферме газодувкой по трубопроводу; отбор части потока на уровне газохода, а не из устья дымовой трубы, является стандартным приемом при биофиксации дымовых газов (Singh et al., 2019; Li et al., 2026) и не требует изменения высотной схемы дымоудаления ТЭС. Поступление питательных веществ предполагалось за счет неочищенных городских сточных вод, разбавленных частично очищенными сточными водами; такой подход согласуется с опубликованными исследованиями по культивированию микроводорослей в городских и промышленных сточных водах для одновременного удаления биогенных элементов и получения биомассы (Ji et al., 2013; Wang et al., 2022). В качестве иллюстративного примера размещения такая ферма могла бы быть расположена в городе Казани, между теплоэлектроцентралью ТЭЦ-1 и городскими очистными сооружениями «Водоканал», которые находятся в непосредственной близости друг от друга. Общий принцип работы фермы показан на Рис. 1.

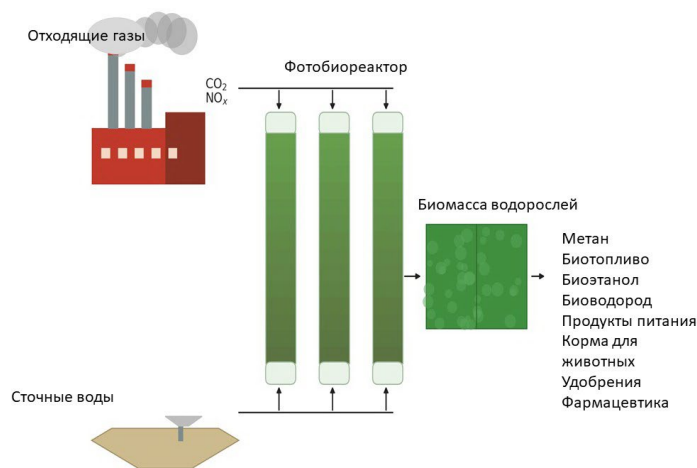


Рис.1. Общая принципиальная схема работы водорослевой фермы с использованием дымовых газов и сточных вод в качестве источников углерода и питательных веществ.

Продуктивность по биомассе была принята равной 3,5 г/л в сутки, а удельное энергопотребление – 207 МДж/м² в год на основании опубликованных данных по культивированию микроводорослей в фотобиореакторах (Abdur Razzak et al., 2024). Значение 3,5 г/л/сут представляет собой верхнюю границу продуктивности в оптимизированных условиях, а не измеренную величину для конкретного штамма; использование городских сточных вод как источника органического углерода допускает миксотрофное культивирование, при котором продуктивность биомассы может в 2–5 раз превышать характерную для чисто фотоавтотрофного роста (Pang et al., 2019), а достижение принятого уровня требует подбора и, при необходимости, адаптации штамма. В настоящем расчете предполагалось, что биомасса используется в качестве корма для животных; данное допущение не влияет на сам расчет углеродного баланса, хотя альтернативные способы переработки биомассы рассматриваются в разделе «Обсуждение».

Углеродный след фермы рассчитывался как разность между количеством CO_2 , поглощенного в процессе фотосинтеза, и объемом CO_2 , выброшенного в результате энергопотребления и очистки воды в ходе эксплуатации, с использованием следующих этапов:

(1) Суточная продукция биомассы = продуктивность (г/л в сутки) × объем жидкости в реакторе (л).

(2) Суточная фиксация углерода = суточная продукция биомассы × содержание углерода в сухой биомассе (принято равным 50 %, что соответствует типичному биохимическому составу биомассы микроводорослей; Masojídek et al., 2013).

(3) Суточное поглощение CO_2 = суточная фиксация углерода × 44/12 (стехиометрическое массовое соотношение CO_2 и C).

(4) Суточные выбросы CO_2 , связанные с энергопотреблением = (удельное годовое энергопотребление × полезная площадь / 365) × коэффициент выбросов для тепловой генерации (принят равным 0,25 кг CO_2 /МДж, что является репрезентативным

средним значением для генерации на ископаемом топливе).

(5) Суточные выбросы CO_2 при очистке воды = суточный объем супернатанта (отработанной культуральной жидкости), образующегося при сборе биомассы и требующего доочистки перед сбросом × удельный коэффициент выбросов для очистки воды и перекачки (принят равным 5 кг CO_2 /м³ как консервативная верхняя оценка).

(6) Чистый суточный углеродный след = суточное поглощение CO_2 – (суточные выбросы от энергопотребления + суточные выбросы от очистки воды).

Полученное суточное значение экстраполировалось на годовой углеродный след путем умножения на 365 дней.

Дополнительно, для оценки влияния сезонности, был выполнен сценарный расчет, в котором продуктивность по биомассе задавалась пропорционально среднемесячной инсоляции для г. Казани ($\approx 55,8^\circ$ с.ш.; данные PVGIS/Global Solar Atlas) с нормировкой на летний максимум, соответствующий проектной продуктивности 3,5 г/л/сут. Подогрев культуры в холодный период принимался обеспечиваемым сбросным теплом дымовых газов, а искусственное досвечивание на проектном уровне не предполагалось ввиду связанного с ним отрицательного энергетического баланса (Slade and Bauern, 2013). Годовой углеродный баланс рассчитывался как сумма посуточных значений по всем месяцам.

3. Результаты

Суточная продукция биомассы модельной фермы составляет 3,5 г/л в сутки × 100 000 л = 350 кг в сутки. При содержании углерода примерно 50% от сухой биомассы соответствующая суточная фиксация углерода равна 175 кг C в сутки. Пересчет в CO_2 с использованием стехиометрического коэффициента $44/12 \approx 3,67$ дает суточное фотосинтетическое поглощение CO_2 , равное $175 \times 3,67 \approx 642,25$ кг CO_2 в сутки, что соответствует приблизительно 234,4 т CO_2 в год.

Общее годовое энергопотребление фермы составляет $207 \text{ МДж/м}^2 \text{ в год} \times 100 \text{ м}^2 = 20\,700 \text{ МДж}$ в год, или $56,71 \text{ МДж}$ в сутки. При коэффициенте выбросов для тепловой генерации, равном $0,25 \text{ кг CO}_2/\text{МДж}$, соответствующие суточные выбросы CO_2 от энергопотребления составляют $56,71 \times 0,25 \approx 14,18 \text{ кг CO}_2$ в сутки.

Ферма требует доочистки примерно $1,5 \text{ м}^3$ супернатанта — отработанной культуральной жидкости, образующейся при суточном сборе биомассы, — в сутки (значение принято как репрезентативная оценка для реактора данного объема). При удельном коэффициенте выбросов, равном $5 \text{ кг CO}_2/\text{м}^3$, соответствующие суточные выбросы CO_2 от очистки воды и перекачки составляют $1,5 \times 5 = 7,5 \text{ кг CO}_2$ в сутки.

Результирующий углеродный баланс модельной фермы представлен в Таблице 2. Суммарные суточные выбросы CO_2 (от энергопотребления и очистки воды) составляют $14,18 + 7,5 = 21,68 \text{ кг CO}_2$ в сутки, тогда как суточное поглощение CO_2 в процессе фотосинтеза равно $642,25 \text{ кг CO}_2$ в сутки. Таким образом, чистый углеродный след составляет $642,25 - 21,68 \approx 620,57 \text{ кг CO}_2$ в сутки, или приблизительно $-226,5 \text{ т CO}_2$ в год (отрицательное значение указывает на нетто-секвестрацию углерода).

Таким образом, углеродный след смоделированной водорослевой фермы является отрицательным, что подтверждает принципиальную возможность создания такой фермы для секвестрации углерода в условиях умеренного климата Центральной России. Следует отметить, что расчет неизбежно носит упрощенный характер: он не учитывает возможность переработки собранной биомассы в продукты с более высокой добавленной стоимостью или в энергоносители и предполагает сравнительно высокую (хотя и не максимальную) продуктивность по биомассе, достижимую лишь при использовании эффективных штаммов микроводорослей, культивируемых в условиях, близких к оптимальным.

Приведенный выше расчет соответствует проектным (оптимальным) условиям эксплуатации. Поскольку в умеренном климате Центральной России инсоляция и температура существенно изменяются по сезонам, был выполнен дополнительный сезонный сценарный расчет годового углеродного баланса (Таблица 3). В нем принято, что подогрев культуры обеспечивается сбросным теплом дымовых газов и не создает дополнительных выбросов, а продуктивность следует за естественной инсоляцией (без искусственного досвечивания на проектном уровне, поскольку последнее ведет к отрицательному энергобалансу; Slade and Bauen, 2013). При этих допущениях среднегодовая продуктивность снижается, и чистый углеродный след составляет приблизительно -115 т CO_2 в год, т.е. примерно вдвое меньше проектного значения ($-226,5 \text{ т CO}_2/\text{год}$), но остается отрицательным. Таким образом, сезонность существенно снижает, но не отменяет секвестрационный потенциал фермы.

Таблица 2. Углеродный баланс модельной водорослевой фермы.

Показатель	Значение
Суточная продукция биомассы	350 кг/сутки
Суточное поглощение CO_2 (фотосинтез)	642,25 кг CO_2 /сутки ($\approx 234,4 \text{ т CO}_2/\text{год}$)
Суточные выбросы CO_2 - энергопотребление	14,18 кг CO_2 /сутки
Суточные выбросы CO_2 - очистка воды	7,50 кг CO_2 /сутки
Суммарные суточные выбросы CO_2	21,68 кг CO_2 /сутки
Чистый суточный углеродный след	$-620,57 \text{ кг CO}_2/\text{сутки}$
Чистый годовой углеродный след	$\approx -226,5 \text{ т CO}_2/\text{год}$

4. Обсуждение

Нормированное по площади валовое поглощение CO_2 модельной фермой ($\approx 234,4 \text{ т CO}_2/\text{год}$ с площади 100 м^2 , т.е. $0,01 \text{ га}$) существенно превышает показатели продуктивности на гектар, зафиксированные для систем с открытыми прудами и плоскими фотобиореакторами, перечисленных в Таблице 1, таких как цинхуаский пруд с круговым течением ($\approx 30 \text{ т CO}_2/\text{га/год}$), гибридная прудовая система шведского консорциума ($\approx 50 \text{ т CO}_2/\text{га/год}$), Algenol Biotech ($\approx 60 \text{ т CO}_2/\text{га/год}$) или BioSolar Cells ($\approx 75 \text{ т CO}_2/\text{га/год}$). Данное различие согласуется с признанным преимуществом вертикальных трубчатых фотобиореакторов, которые благодаря размещению большого освещаемого объема культуры на малой площади позволяют достичь значительно более высокой объемной и удельной (на единицу площади) продуктивности по сравнению с мелководными открытыми системами (Fu et al., 2019; Abdur Razzak et al., 2024; Li et al., 2023). В то же время к данному сравнению следует относиться с осторожностью, поскольку значение продуктивности, использованное в настоящем расчете, соответствует оптимизированному режиму работы фотобиореактора, а не данным, полученным на действующей ферме в российских климатических условиях.

Существенно более высокая нормированная на площадь величина модельной фермы по сравнению с фермами, приведенными в Таблице 1, объясняется прежде всего тем, что значения Таблицы 1 отражают средние эксплуатационные показатели действующих ферм с учетом простоев, сезонности и неоптимальных условий, тогда как в настоящем расчете использованы пиковая продуктивность оптимизированного режима и вертикальное ярусное размещение большого освещаемого объема культуры на малой площади (объемная, а не площадная продуктивность мелководных прудов). Приведенный выше сезонный сценарий (Таблица 3) дает более реалистичную нижнюю оценку.

Таблица 3. Сезонный углеродный баланс модельной водорослевой фермы (г. Казань).

Период	Число суток	Средняя продуктивность, г/л/сут	Валовое поглощение CO ₂ , кг/сут	Чистый след, кг/сут	Вклад в годовой баланс, т/год
Лето (июнь–август)	92	3,22	591	569	52,4
Весна/осень (апрель, май, сентябрь, октябрь)	122	2,08	382	361	44,0
Зима (ноябрь–март)	151	0,81	148	126	19,1
Итого за год	365	—	—	—	≈ – 115 (нетто)

Для контекста полезно сравнение с лесовосстановлением: типичная нетто-секвестрация умеренных лесов составляет приблизительно 2–10 т CO₂/га/год (в среднем ≈ 3,7 т CO₂/га/год) (Pan et al., 2011). Модельная ферма секвестрирует ≈ 115–226 т CO₂/год с площади 0,01 га, что на порядки больше в пересчете на занимаемую площадь; однако это достигается ценой значительных капитальных и эксплуатационных затрат и энергопотребления, тогда как лесовосстановление обеспечивает секвестрацию практически без эксплуатационных затрат и дает сопутствующие экосистемные услуги. Поэтому водорослевые фермы наиболее целесообразны там, где земельный ресурс ограничен, а точечные источники CO₂ и биогенных элементов доступны, и должны рассматриваться как дополнение, а не замена лесовосстановлению.

В настоящем расчете предполагается, что собранная биомасса используется в качестве корма для животных, что упрощает углеродный баланс, но не отражает полного потенциала экономической и экологической выгоды фермы. Культивирование в условиях азотного лимитирования может существенно повысить содержание внутриклеточных липидов, как было показано для *Parachlorella kessleri* TY02 (Gao et al., 2019) и для пресноводного вида *Scenedesmus* sp. LX1, выращенного на вторично очищенных сточных водах (Xin et al., 2010), что указывает на возможность использования режимов культивирования, ориентированных на накопление липидов, для производства сырья для биодизеля на той же ферме дополнительно к кормовой биомассе или вместо нее. Также продемонстрирована очистка биогаза (апгрейд биометана) с использованием хлорофиллсодержащих микроводорослей (Dyachok et al., 2022), что открывает дополнительный путь для интеграции предлагаемой фермы с предприятиями по производству биогаза, которые сами по себе являются потенциальным источником CO₂ и тепла. Включение таких вариантов использования биомассы с высокой добавленной стоимостью или энергетической направленностью, как ожидается, улучшит как углеродный, так и экономический баланс фермы по сравнению с консервативным сценарием использования в качестве корма, рассмотренным в данной работе.

Следует также учитывать, что при использовании реальных дымовых газов и сточных вод биомасса может накапливать тяжелые металлы (Cu, Zn, Pb, Cd, As, Ni, Hg и др.) и другие загрязнители, причем их накопление происходит преимущественно

в биомассе, а не в культуральной среде (Naran et al., 2015; Yang et al., 2025). Это может ограничивать применение биомассы в кормовых и пищевых цепочках и требует регулярного контроля ее соответствия нормативам по содержанию тяжелых металлов в кормах. При превышении нормативов биомассу целесообразно направлять на не кормовые пути переработки - производство биодизеля, биогаза или (при соответствии требованиям) биоудобрения, что согласуется с рассмотренными выше вариантами ее использования.

Перевод рассчитанного углеродного баланса в действующую установку потребует преодоления нескольких практических барьеров. Достижение принятой продуктивности на реальных дымовых газах и сточных водах в качестве питательной среды требует использования штаммов микроводорослей, устойчивых к SO₂, NO_x, тяжелым металлам, а также к колебаниям pH и температуры, характерным для промышленных стоков, — это требование в недавних обзорах обозначено как сохраняющееся узкое место, ограничивающее переход технологии фотобиореакторов от лабораторного к промышленному масштабу (Cheng et al., 2025; Yang et al., 2025). В случаях, когда естественная устойчивость недостаточна, адаптивная лабораторная эволюция предлагает путь ее развития у перспективных штаммов (Zhang et al., 2021), причем осуществимость такого подхода недавно была продемонстрирована в пилотном масштабе, где штамм микроводорослей, отобранный по устойчивости к промышленному концентрату обратного осмоса и реальным дымовым газам, обеспечивал стабильное удаление биогенных элементов и фиксацию CO₂ в трубчатом фотобиореакторе объемом 6000 л (Li et al., 2026). Проведение аналогичного подбора штаммов и пилотной валидации, для которой альгобиотехнический модуль ИБСС РАН в Севастополе представляет собой ближайший существующий российский аналог, а также экономическая оценка эксплуатационных затрат в условиях умеренного климата являются необходимыми предпосылками для перехода от расчета к практической реализации рассматриваемой фермы.

5. Выводы

Рассчитанный углеродный след смоделированной водорослевой фермы — вертикального трубчатого фотобиореактора полезной площадью 100 м², работающего на дымовых газах теплоэлек-

тростанции и городских сточных водах — является отрицательным и составляет примерно $-226,5$ т CO_2 в год, что подтверждает принципиальную возможность использования ферм по выращиванию микроводорослей для секвестрации углерода в условиях умеренного климата Центральной России. Нормированная по площади продуктивность смоделированного закрытого фотобиореактора существенно превышает типичное гектарное поглощение CO_2 , зафиксированное для систем с открытыми прудами, что согласуется с признанным преимуществом вертикальных трубчатых фотобиореакторов в продуктивности. Достижение принятой продуктивности на практике требует подбора, а при необходимости — адаптации штаммов микроводорослей, устойчивых к загрязнителям, содержащимся в дымовых газах (SO_2 , NO_x , тяжелые металлы) и сточных водах, а также к сопутствующим колебаниям pH и температуры. Переработка собранной биомассы в продукты с более высокой добавленной стоимостью, такие как липидобогащенная биомасса для производства биодизеля или ее использование при очистке биогаза, представляет собой дополнительное направление для улучшения как углеродного, так и экономического баланса предлагаемой технологии и должна быть рассмотрена в будущих исследованиях, наряду с пилотной валидацией по аналогии с альгобиотехническим модулем ИБСС РАН. Дополнительно проведенный сезонный сценарный расчет для условий г. Казани показывает, что при эксплуатации, следующей за естественной инсоляцией, среднегодовая нетто-секвестрация снижается примерно вдвое (до ≈ -115 т $\text{CO}_2/\text{год}$), но сохраняет отрицательный знак, что подтверждает устойчивость сделанного вывода к учету сезонности.

Благодарность

Работа выполнена за счет средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету на выполнение государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM-2024-0004.

Конфликт интересов

Конфликт интересов: Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Abdur Razzak S., Bahar K., Islam K.M.O. et al. 2024. Microalgae cultivation in photobioreactors: sustainable solutions for a greener future. *Green Chemical Engineering* 5(4): 418–439. DOI: [10.1016/j.gce.2023.10.004](https://doi.org/10.1016/j.gce.2023.10.004)
- Bhola V., Swalaha F., Ranjith Kumar R. et al. 2014. Overview of the potential of microalgae for CO_2 sequestration. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11(7): 2103–2118. DOI: [10.1007/s13762-013-0487-6](https://doi.org/10.1007/s13762-013-0487-6)
- Cheng H., Liu Y., Deng Z. et al. 2025. The potential microalgae-based strategy for attaining carbon neutrality and mitigating climate change: a critical review. *Frontiers in Marine Science* 12: 1644390. DOI: [10.3389/fmars.2025.1644390](https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1644390)

- Dyachok V., Venher L., Huhlych S. 2022. The biomethanization gas purification using chlorophyll-synthesizing microalgae. *Journal of Ecological Engineering* 23(9): 259–264. DOI: [10.12911/22998993/151990](https://doi.org/10.12911/22998993/151990)
- Fu J., Huang Y., Liao Q. et al. 2019. Photo-bioreactor design for microalgae: A review from the aspect of CO_2 transfer and conversion. *Bioresource Technology* 292: 121947. DOI: [10.1016/j.biortech.2019.121947](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121947)
- Gao Y., Feng J., Lv J. et al. 2019. Physiological changes of *Parachlorella kessleri* TY02 in lipid accumulation under nitrogen stress. *International Journal of Environmental Research* 16(7): 1188. DOI: [10.3390/ijerph16071188](https://doi.org/10.3390/ijerph16071188)
- Ji M.K., Abou-Shanab R.A.I., Kim S.H. et al. 2013. Cultivation of microalgae species in tertiary municipal wastewater supplemented with CO_2 for nutrient removal and biomass production. *Ecological Engineering* 58: 142–148. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2013.06.020](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.020)
- Klinthong W., Yang Y.H., Huang C.H. et al. 2015. A review: Microalgae and their applications in CO_2 capture and renewable energy. *Aerosol and Air Quality Research* 15(2): 712–742. DOI: [10.4209/aaqr.2014.11.0299](https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.11.0299)
- Li G., Xiao W., Yang T. et al. 2023. Optimization and process effect for microalgae carbon dioxide fixation technology applications based on carbon capture: A comprehensive review. *Journal of Carbon Research* 9(1): 35. DOI: [10.3390/c9010035](https://doi.org/10.3390/c9010035)
- Li J., Wu Y., Liang S. et al. 2026. Microalgae-mediated treatment of steel industry reverse osmosis concentrate integrated with flue gas carbon fixation: From laboratory selection to pilot-scale verification. *Water Research* 288: 124561. DOI: [10.1016/j.watres.2025.124561](https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124561)
- Masojídek J., Torzillo G., Koblížek M. 2013. Photosynthesis in microalgae. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, 2nd Edition, pp. 21–36. DOI: [10.1002/9781118567166.ch2](https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch2)
- Moheimani N.R. 2005. The Culture of Coccolithophorid Algae for Carbon Dioxide Bioremediation. Thesis, Murdoch University, Australia.
- Napan K., Teng L., Quinn J.C. et al. 2015. Impact of heavy metals from flue gas integration with microalgae production. *Algal Research* 8: 83–88. DOI: [10.1016/j.algal.2015.01.003](https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.01.003)
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J. et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045): 988–993. DOI: [10.1126/science.1201609](https://doi.org/10.1126/science.1201609)
- Pang N., Gu X., Chen S. et al. 2019. Exploiting mixotrophy for improving productivities of biomass and co-products of microalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 112: 450–460. DOI: [10.1016/j.rser.2019.06.001](https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.001)
- Ramaraj R., Tsai D.D.W., Chen P.H. 2014. Freshwater microalgae niche of air carbon dioxide mitigation. *Ecological Engineering* 68: 47–52. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2014.03.058](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.058)
- Singh H.M., Kothari R., Gupta R. et al. 2019. Bio-fixation of flue gas from thermal power plants with algal biomass: Overview and research perspectives. *Journal of Environmental Management* 245: 519–539. DOI: [10.1016/j.jenvman.2019.01.043](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.043)
- Singh U.B., Ahluwalia A.S. 2013. Microalgae: a promising tool for carbon sequestration. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 18(1): 73–95. DOI: [10.1007/s11027-012-9393-3](https://doi.org/10.1007/s11027-012-9393-3)
- Slade R., Bauen A. 2013. Micro-algae cultivation for biofuels: Cost, energy balance, environmental impacts and future prospects. *Biomass and Bioenergy* 53: 29–38. DOI: [10.1016/j.biombioe.2012.12.019](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.12.019)
- Spolaore P., Joannis-Cassan C., Duran E. et al. 2006. Commercial applications of microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 101(2): 87–96. DOI: [10.1263/jbb.101.87](https://doi.org/10.1263/jbb.101.87)
- Wang Q., Wang X., Hong Y. et al. 2022. Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: Species selection and

comparison. *Biochemical Engineering Journal* 185: 108493. DOI: [10.3390/pr13072052](https://doi.org/10.3390/pr13072052)

Xin L., Hong-Ying H., Jia Y. 2010. Lipid accumulation and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus* sp. *LX1*, growing in secondary effluent. *New Biotechnology* 27(1): 59–63. DOI: [10.1016/j.nbt.2009.11.006](https://doi.org/10.1016/j.nbt.2009.11.006)

Yang X.-Y., Wei Y.-X., Su Y.-Q. et al. 2025. The strategies microalgae adopt to counteract the toxic effect of heavy metals. *Microorganisms* 13(5): 989. DOI: [10.3390/microorganisms13050989](https://doi.org/10.3390/microorganisms13050989)

Zhang B., Wu J., Meng F. 2021. Adaptive laboratory evolution of microalgae: A review of the regulation of growth, stress resistance, metabolic processes, and biodegradation of pollutants. *Frontiers in Microbiology* 12: 737248. DOI: [10.3389/fmicb.2021.737248](https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.737248)