

Wydział Inżynierii Środowiska
Politechniki Wrocławskiej

**UKŁAD NITRYFIKACJI I BEZGLEBOWEJ UPRAWY
ROŚLIN, JAKO ISTOTNY ELEMENT
ZAMKNIĘTEGO OBIEGU PIERWIASTKÓW I WODY
W SYSTEMACH KOSMICZNYCH**

PRACA DOKTORSKA

mgr inż. Anna Jurga

Promotor: dr hab. inż. Ryszard Szetela, Prof. PWr

Promotor pomocniczy: dr inż. Kamil Janiak

Słowa kluczowe:

- nitryfikacja uryny i wody szarej
- odzysk wody i pierwiastków
- uprawa bezglebowa

WROCLAW, 2022

PODZIĘKOWANIA

Chcę wyrazić najszczerze wyrazy wdzięczności każdemu kto przyczynił się do powstania niniejszej pracy. Przede wszystkim dziękuję Profesorowi Pawłowi Malinowskiemu za zdecydowanie się na bycie moim opiekunem naukowym. Mimo, że życie nie pozwoliło zrealizować naszej współpracy, to zdaję sobie sprawę, że nie byłabym w tym miejscu, w którym jestem bez udziału Pana Profesora.

W tym miejscu pragnę podziękować moim Promotorom, Profesorowi Ryszardowi Szeteli i Doktorowi Kamilowi Janiakowi za przyjęcie mnie pod swoją opiekę naukową, a także za ich otwartość względem obranego, dość nietypowego tematu doktorskiego. Za wsparcie naukowe i motywację do działania bardzo dziękuję! Szczególnie dziękuję Profesorowi Szeteli za wiele bardzo inspirujących rozmów, które przyczyniły się do mojego rozwoju.

Szczerze dziękuję Ani i Krzysiovi za bycie świetną drużyną SBR1 gotową do działania i pomocy oraz za stwarzanie świetnej atmosfery pracy. W Waszym towarzystwie każde działanie było tysiąc razy łatwiejsze. A także Dominice, Magdzie, Bartkowi, Łukaszowi i Mateuszowi za wsparcie w moich doktoratowych działaniach. Całemu zespołowi technologii oczyszczania ścieków serdecznie dziękuję za otwartość i chęć pomocy w rozwiązywaniu napotykanym problemom! Panu Leszkowi i Pani Ani dziękuję za okazane wsparcie w prowadzeniu pomiarów analitycznych i ich otwartość.

Zespołom z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz we Wrocławiu, a także z Uniwersytetu Wrocławskiego za otwartość do tematu i pomoc w jego realizacji od strony uprawowej. Szczególnie dziękuję doktor Annie Wdowikowskiej, doktor Małgorzacie Redzie, doktorowi Piotrowi Chohurze, Profesor Małgorzacie Janickiej oraz Profesorowi Włodzimierzowi Bresiovi.

Asi K., za zainspirowanie kosmosem, za wiele godzin poświęconych wspólnym projektom kosmicznym, za wspólne rozmowy, przyjaźń i otwartość. Ani P., za bycie codziennym wsparciem i motywatorem do działania oraz pokazywanie, że nauka nie musi być ciężka! Moni Ż., Moni H., Ani K., Pauli Ś., Kasi B., Magdzie P. i Darii P. za przyjaźń i okazane wsparcie!

Fifiemu, za wszystko, a przede wszystkim obecność, wiarę we mnie i wsparcie każdego dnia. Qbsnowi za inspirujące rozmowy nie tylko na tematy naukowe i dużo śmiechu. I oczywiście Jordanowi, od zawsze, na zawsze miłość!

I oczywiście mojej Kochanej bliższej i dalszej Rodzince, szczególnie Mother, Tacie, Dziadkom, Cioci oraz futrzakom, dziękuję!

SPIS TREŚCI

PODZIĘKOWANIA	2
SPIS TREŚCI.....	3
LISTA SKRÓTÓW I SYMBOLI WYKORZYSTANYCH W PRACY	8
STRESZCZENIE.....	9
ABSTRACT.....	12
I CZĘŚĆ TEORETYCZNO-LITERATUROWA	15
1. WPROWADZENIE	15
2. KOSMICZNY SYSTEM PODTRZYMANIA ŻYCIA.....	17
3. UPRAWA ROŚLIN W SYSTEMACH KOSMICZNYCH	28
3.1 BEZGLEBOWA UPRAWA ROŚLIN JAKO OPTIMALNE ROZWIĄZANIE DLA PRZYSZŁYCH SYSTEMÓW KOSMICZNYCH	28
3.2 CHARAKTERYSTYKA SYSTEMÓW BEZGLEBOWYCH.....	31
3.3 RODZAJE SYSTEMÓW BEZGLEBOWYCH.....	33
3.4 RODZAJE UPRAWIANYCH ROŚLIN.....	37
3.5 PARAMETRY WPLYWAJĄCE NA WZROST I UPRAWĘ ROŚLIN W SYSTEMIE BEZGLEBOWYM	38
3.5.1 Składniki odżywcze.....	38
3.5.2 pH pożywki.....	40
3.5.3 Zasolenie (EC) pożywki.....	41
3.5.4 Temperatura pożywki i dostępność tlenu	41
3.5.5 Światło.....	42
3.5.6 Parametry powietrza wewnątrz uprawy – temperatura, wilgotność, stężenie CO ₂	43
4. NAWOZY W SYSTEMACH KOSMICZNYCH	44
4.1 RECYKLING STRUMIENI ŚCIEKÓW JAKO KLUCZOWY ELEMENTY PROCESU PRODUKCJI NAWOZÓW	45
4.2 PRZEGLĄD SYSTEMÓW PRODUKCJI NAWOZÓW W SYSTEMACH KOSMICZNYCH DLA UPRAWY BEZGLEBOWEJ 50	
4.3 WYBÓR STRATEGII ROZCIEŃCZANIA ZNITRYFIKOWANEGO STRUMIENIA	54
5. NITRYFIKACJA JAKO PROCES PRODUKCJI PŁYNNEGO NAWOZU DLA UPRAW BEZGLEBOWYCH.....	56
5.1 CHARAKTERYSTYKA PROCESU NITRYFIKACJI ŚCIEKÓW GENEROWANYCH W SYSTEMACH KOSMICZNYCH .	56
5.2 UKŁADY NITRYFIKACJI URYNY	58
5.3 PODSTAWOWE CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA PROCES	64
5.3.1 Temperatura.....	64

Układ nitrifikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

5.3.2	Tlen.....	64
5.3.3	pH i zasadowość.....	65
5.3.4	FA i FNA.....	66
5.3.5	Czynniki wynikające z charakterystyki strumienia surowego (uryna, woda szara)	67
6.	UZASADNIENIE CELOWOŚCI PODEJMOWANEGO TEMATU	74
6.1	SYSTEMY KOSMICZNE.....	74
6.2	SYSTEMY ZIEMSKIE	75
7.	CEL I ZAKRES PRACY	81
8.	TEZY PRACY	86
II.	CZĘŚĆ EKSPERYMENTALNA.....	87
9.	PRODUKCJA PŁYNNEGO NAWOZU W PROCESIE NITRYFIKACJI URYNY	87
9.1	CEL I ZAKRES.....	87
9.2	MATERIAŁY I METODY	87
9.2.1	Sztuczna uryna	87
9.2.2	Instalacja badawcza.....	89
9.2.3	Parametry pracy reaktora SBR.....	90
9.2.4	Metody analityczne.....	92
9.2.5	Pomiar szybkości nitryfikacji	93
9.2.6	Pomiary respirometryczne	94
9.3	REZULTATY.....	95
9.3.1	Przebieg eksperymentu.....	95
9.3.2	Pierwszy incydent FA.....	101
9.3.3	Drugi incydent FA.....	102
9.3.4	Pomiary respirometryczne	103
9.4	DYSKUSJA	105
9.4.1	Wydajność procesu.....	105
9.4.2	Zwiększona szybkość nitryfikacji bezpośrednio po incydentach FA.....	109
9.5	WNIOSKI I PODSUMOWANIE	110
10.	BEZGLEBOWA UPRAWA SAŁATY NA PŁYNNYM NAWOZIE BAZUJĄCYM NA ZNITRYFIKOWANEJ URYNIE	113
10.1	CEL I ZAKRES.....	113
10.2	MATERIAŁY I METODY.....	113
10.2.1	Zastosowane rośliny.....	113
10.2.2	Zastosowane pożywki	114
10.2.3	Instalacja badawcza.....	115
10.2.4	Metody analityczne.....	117

Układ nitryfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

10.2.5	<i>Badanie organoleptyczne</i>	118
10.3	REZULTATY	119
10.3.1	<i>Parametry uprawowe</i>	119
10.3.2	<i>Plon</i>	119
10.3.3	<i>Skład pierwiastkowy</i>	121
10.3.4	<i>Pigmenty fotosyntetyczne</i>	122
10.3.5	<i>Badanie organoleptyczne</i>	122
10.4	DYSKUSJA	123
10.4.1	<i>Plon</i>	123
10.4.2	<i>Nadmiar Na⁺ i Cl⁻ w pożywkach bazujących na znitryfikowanej urynie</i>	124
10.4.3	<i>Skład pierwiastkowy</i>	127
10.4.4	<i>Badania organoleptyczne</i>	128
10.5	WNIOSKI I PODSUMOWANIE	129
11.	WPLYW SURFAKTANTÓW NA BEZGLEBOWĄ UPRAWĘ SAŁATY	130
11.1	CEL I ZAKRES	130
11.2	MATERIAŁY I METODY	131
11.2.1	<i>Zastosowane rośliny</i>	131
11.2.2	<i>Zastosowane surfaktanty</i>	131
11.2.3	<i>Zastosowane pożywki</i>	131
11.2.4	<i>Instalacja badawcza</i>	134
11.2.5	<i>Metody analityczne</i>	135
11.3	REZULTATY	136
11.3.1	<i>Parametry uprawowe</i>	136
11.3.2	<i>Plon</i>	137
11.3.3	<i>Skład pierwiastkowy</i>	139
11.3.4	<i>Transpiracja</i>	144
11.3.5	<i>Degradacja surfaktantów</i>	144
11.4	DYSKUSJA	145
11.4.1	<i>Plon</i>	145
11.4.2	<i>Skład pierwiastkowy części jadalne</i>	147
11.4.3	<i>Bilans wody</i>	149
11.4.4	<i>Degradacja surfaktantów</i>	149
11.5	WNIOSKI I PODSUMOWANIE	150
12.	PRODUKCJA PŁYNNEGO NAWOZU W PROCESIE NITRYFIKACJI URYNY I WODY SZAREJ ..	151
12.1	CEL I ZAKRES	151
12.2	MATERIAŁY I METODY	152
12.2.1	<i>Sztuczna uryna i woda szara</i>	152
12.2.2	<i>Instalacja badawcza</i>	153

Układ nityfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

12.2.3	Parametry pracy reaktora SBR	153
12.2.4	Metody analityczne	154
12.2.5	Pomiar szybkości nityfikacji.....	154
12.2.6	Pomiary respirometryczne.....	154
12.2.7	Hydroliza mocznika	154
12.3	REZULTATY	155
12.3.1	Przebieg eksperymentu.....	155
12.3.2	Pomiary respirometryczne.....	161
12.3.3	Hydroliza mocznika	162
12.4	DYSKUSJA.....	163
12.4.1	Wydajność procesu.....	163
12.4.2	Hydroliza mocznika	166
12.5	WNIOSKI I PODSUMOWANIE	167
13.	BEZGLEBOWA UPRAWA SAŁATY NA PŁYNNYM NAWOZIE BAZUJĄCYM NA ZNITRYFIKOWANEJ MIESZANINIE URYNY I WODY SZAREJ	168
13.1	CEL I ZAKRES.....	168
13.2	MATERIAŁY I METODY.....	170
13.2.1	Zastosowane rośliny	170
13.2.2	Zastosowane pożywki	170
13.2.3	Instalacja badawcza	172
13.2.4	Metody analityczne	174
13.3	REZULTATY	175
13.3.1	Parametry uprawowe	175
13.3.2	Plon	176
13.3.3	Skład pierwiastkowy	178
13.3.4	Pigmenty fotosyntetyczne.....	179
13.3.5	Białka	179
13.3.6	Parametry stresowe (poziom H_2O_2 , aktywność CAT i APX oraz zawartość TBARS).....	180
13.3.7	Degradacja surfaktantów	181
13.4	DYSKUSJA.....	181
13.4.1	Plon	181
13.4.2	Skład pierwiastkowy	182
13.4.3	Czynniki stresowe ograniczające wzrost roślin	183
13.5	WNIOSKI I PODSUMOWANIE	185
14.	PODSUMOWANIE	186
14.1	WNIOSKI KOŃCOWE.....	188
14.2	UWAGI KOŃCOWE I KIERUNKI DALSZYCH BADAŃ	189

REFERENCJE	191
SPIS TABEL.....	220
SPIS RYSUNKÓW.....	222

LISTA SKRÓTÓW I SYMBOLI WYKORZYSTANYCH W PRACY

- AOB – bakterie utleniające amoniak (ang. Ammonia Oxidizing Bacteria)
- APX – peroksydaza askorbinianowa
- Asc – askorbinian
- BPC – ang. Biomass Production Chamber
- CEEF – ang. Closed Ecological Experiment Facility
- CAT – katalaza
- C.R.O.P. – ang. Combined Regenerative Organic-food Production
- CSTR – reaktor przepływowy osadu czynnego o pełnym wymieszaniu (ang. Continuous Stirred-Tank Reactor)
- DLR – Niemieckie Centrum Lotnictwa i Kosmonautyki (Niemiecka Agencja Kosmiczna)
- ESA – Europejska Agencja Kosmiczna (ang. European Space Agency)
- FM, fm – świeża masa (ang. fresh mass)
- ISS – Międzynarodowa Stacja Kosmiczna (ang. International Space Station)
- JAXA – Japońska Agencja Eksploracji Kosmosu (ang. Japan Aerospace Exploration Agency)
- LAS – liniowy sulfonian alkilobenzenu (ang. Linear alkylbenzene sulfonates)
- MBR – reaktor membranowy (ang. Membrane Bioreactor)
- MBBR – reaktor przepływowy z ruchomym złożem biofilmowym (ang. Moving Bed Biofilm Reactor)
- MELiSSA – ang. Micro-Ecological Life Support System Alternative
- MF – mikrofiltracja
- NASA – Narodowa Agencja Aeronautyki i Przestrzeni Kosmicznej Stanów Zjednoczonych (ang. National Aeronautics and Space Administration)
- NOB – bakterie utleniające azotyny (ang. Nitrite Oxidizing Bacteria)
- OUR – szybkość poboru tlenu (ang. Oxygen Uptake Rate)
- POD – peroksydaza
- PSDSO – porowaty system dostarczania składników odżywczych
- RO – odwrócona osmoza
- ROS – reaktywne formy tlenu (ang. Reactive Oxygen Species)
- SBR – sekwencyjny reaktor porcjowy (ang. Sequencing Batch Reactor)
- SCE – ang. Small Closed Ecosystem
- SDBS – dodecylobenzenosulfonian sodu (ang. Sodium Dodecylbenzene Sulfonate)
- SDG – cele zrównoważonego rozwoju (ang. Sustainable Development Goals)
- SLES – laurylosiarczan sodu (ang. Sodium laureth sulfate)
- SM, sm – sucha masa
- SMCT – metylokoilotaurynian sodu (ang. Sodium Methyl Cocoyl Taurate)
- SOD – dymustaza ponadtlenkowa
- SOUR – jednostkowa szybkość zużycia tlenu (ang. Specific Oxygen Uptake Rate)
- TBA – kwas tiobarbiturowy
- TBARS – zawartość produktów peroksydacji lipidów
- UF – ultrafiltracja

STRESZCZENIE

Dysertacja dotyczy problematyki konieczności stworzenia zamkniętego obiegu wody i pierwiastków w przyszłych misjach kosmicznych. W pracy został szczegółowo zbadany aspekt możliwości produkowania płynnego nawozu dla uprawy biomasy poprzez wykorzystanie procesu nityfikacji uryny lub mieszaniny uryny i wody szarej w reaktorze osadu czynnego. Ponadto, przedstawiono efekty zastosowania uzyskanego nawozu w bezglebowej uprawie sałaty. Tematyka i zakres pracy wpisują się zarówno w obszar działań inżynierii systemów kosmicznych, jak i szerszy kontekst cyrkularnej gospodarki sanitarno-rolnej na Ziemi.

W części teoretyczno-literaturowej przedstawiono ogólny opis tzw. kosmicznych systemów podtrzymania życia i rys historyczny stosowanych systemów. Omówiono problematykę konieczności zarządzania strumieniami ścieków i odpadów, aby uwzględnić w nich jak największy stopień recyklingu. Przedstawiono czynniki wpływające na konieczność wdrożenia uprawy roślinności w przyszłych systemach kosmicznych, a także przegląd używanych systemów produkcji nawozu. Wykazano, dlaczego najbardziej prawdopodobnym rozwiązaniem jest zastosowanie układów hydroponicznych i związaną z nimi metodą produkcji nawozu w procesie nityfikacji stężonej uryny lub mieszaniny uryny i wody szarej. Szczegółowo omówiono charakterystykę procesu nityfikacji uryny i spodziewanych trudności podczas eksploatacji reaktora, w którym prowadzony jest proces.

Celem pracy było sprawdzenie możliwości i ograniczeń sposobu nityfikacji stężonej uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w reaktorze SBR osadu czynnego, w aspektach odzysku wody i składników odżywczych na potrzeby bezglebowej uprawy roślin (na przykładzie uprawy sałaty). Cel został zrealizowany w pięciu etapach badawczych. Dwa z nich poświęcone były produkcji nawozu w procesie nityfikacji, natomiast pozostałe trzy uprawie bezglebowej.

W pierwszym etapie (rozdział 9.) zbadana została możliwość produkcji płynnego nawozu w procesie nityfikacji stężonej uryny w reaktorze SBR osadu czynnego. Eksperyment trwający 225 dób potwierdził istotny potencjał technologii osadu czynnego dla zastosowań zamkniętych systemów kosmicznych. Niezawodność procesu została przetestowana podczas długotrwałych ekspozycji biomasy na bardzo wysokie stężenie FA (19 godzin ekspozycji na stężenie FA 280 mgN/dm^3 i 27 godzin ekspozycji na 84 mgN/dm^3). Mimo ekstremalnych warunków wystąpiło jedynie czasowe zahamowanie procesu, a przywrócenie nityfikacji było

możliwe dzięki prostym zabiegom naprawczym, takim jak dekantacja, rozcieńczanie i przywrócenie właściwego pH. Zaobserwowano wrażliwość procesu na zmiany parametrów, szczególnie, gdy występuje jednocześnie kilka czynników (tj. ekspozycja na wysokie stężenie FA, obniżenie pH, obniżenie obciążenia azotem).

Zastosowana w etapie czwartym (rozdział 12.) mieszanina uryny i wody szarej zapewniła bardziej stabilną pracę reaktora i nie spowodowała żadnych poważnych awarii podczas eksploatacji procesu przez 140 dób. Szybkości nityfikacji w czasie eksperymentu były większe niż te uzyskane w eksperymencie nityfikacji stężonej uryny. Wartości jednostkowej szybkości nityfikacji w końcowych, stabilnych fazach obu eksperymentów różniły się średnio o 50%, na korzyść układu z mieszaniną uryny i wody szarej. Nie stwierdzono negatywnego wpływu wysokiego stężenia surfaktantów anionowych SMCT w dopływie na przebieg procesu nityfikacji ani na zmiany morfologii kłaczków osadu czynnego.

W dwóch pierwszych eksperymentach zaobserwowano niepełną hydrolizę mocznika, co wynikało z małej zawartości bakterii ureazo-dodatnich. Potwierdziła to wstępna analiza sekwencjonowania DNA (metodą qPCR) bakterii w reaktorze SBR, oraz następne testy respirometryczne wykazujące zmiany aktywności oddechowej osadu czynnego przed i po dodaniu enzymu. Po dodaniu enzymu aktywność oddechowa zwiększyła się ponad czterokrotnie.

W etapie 2 i 5 (rozdziały 10., 13.) sprawdzono możliwość zastosowania rozcieńczonej, znitryfikowanej uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w bezglebowej uprawie sałaty. Upřednio przeanalizowano wpływ różnych surfaktantów anionowych, w różnych stężeniach na rośliny uprawiane bezglebowo, aby mieć pewność, że odpływ z reaktora zawierający surfaktant o danym stężeniu może zostać zastosowany w uprawie bezglebowej (etap 3, rozdział 12.). Eksperymenty z zastosowaniem wyprodukowanych nawozów wykazały możliwość wzrostu roślin w sposób ograniczony pod względem ilości i jakości. Głównymi czynnikami obniżającymi plon były niedobory pierwiastków, wynikające ze składu oczyszczonych ścieków. Niedobory potasu, fosforu, magnezu i mikroelementów miały wpływ na metabolizm i zdolność fotosyntezy sałaty. Potwierdziły to pomiary takich parametrów, jak skład pierwiastkowy, parametry stresowe i stężenie barwników fotosyntetycznych. W przypadku stosowania nawozu opartego na mieszaninie uryny i wody szarej badania wykazały, że głównym czynnikiem ograniczającym wzrost był niedobór pierwiastków, a nie

obecność środków powierzchniowo czynnych. Wzbogacenie nawozów o brakujące pierwiastki pozwoliło na uzyskanie plonu porównywalnego, pod względem ilości i jakości, do tego uzyskanego w referencji.

Pomimo niedoboru pierwiastków w nawozach oraz gorszego plonu i jakości sałaty, przeprowadzone testy organoleptyczne nie wykazały różnic w odbiorze konsumenckim pomiędzy sałata uprawianą na nawozach wzbogaconych, oraz referencją. Jest to szczególnie istotne w przypadku produkcji nawozów z wykorzystaniem gospodarki cyrkulacyjnej (zarówno lądowej, jak i kosmicznej), gdzie aspekt akceptacji produktu końcowego przez konsumentów jest szczególnie ważny.

ABSTRACT

The dissertation concerns the problem of the necessity of creating a closed cycle of water and elements in future space missions. In this study, the possibility of producing liquid fertilizer for biomass crops by using the nitrification process of urine or a mixture of urine and grey water in an activated sludge reactor was examined in detail. Moreover, the effects of applying the obtained fertilizer in soilless lettuce cultivation are presented. The field of study and scope of the paper fit into both the field of space systems engineering activities and the broader context of circular sanitary-agricultural management on Earth.

In the theoretical part, a general description of the so-called space-based life support systems and a historical outline of the systems used are presented. The issue of the need to manage wastewater and waste streams to include the greatest possible degree of recycling is discussed. Factors influencing the need to implement biomass cultivation in future space systems are presented, as well as an overview of the fertilizer production systems used. It is shown why hydroponic systems and the associated method of fertilizer production by nitrification of urine, or a mixture of urine and grey water is the most likely solution. The characteristics of the urine nitrification process and the expected difficulties during operation of the reactor in which the process is conducted were discussed in detail.

The aim of the work was to examine the possibilities and limitations of the nitrification of urine and the mixture of urine and grey water in an activated sludge SBR reactor, in the aspects of water and nutrient recovery for soilless plant cultivation (on the example of lettuce cultivation). The objective was accomplished in five research steps. Two of them were devoted to fertilizer production by nitrification, while the remaining three to soilless cultivation.

In the first stage (chapter 9), the possibility of producing liquid fertilizer by nitrification of urine in an activated sludge SBR reactor was investigated. The 225-day experiment confirmed the significant potential of activated sludge technology for closed space system applications. Process reliability was evaluated during prolonged exposures of biomass to extremely high FA concentrations (19 hours of exposure to FA concentrations of 280 mgN/dm³ and 27 hours of exposure to 84 mgN/dm³). Despite the extreme conditions, only temporary inhibition of the process biomass occurred, and restoration of nitrification was possible by simple remedial treatments such as decanting, dilution, and restoration of proper pH. Sensitivity of the process to changes in parameters was observed, especially when several

factors are present simultaneously (i.e., exposure to high FA concentration, lowering of pH, lowering of nitrogen loading).

The mixture of urine and grey water used in step four (chapter 12) provided a more stable operation of the reactor and did not cause any major failures when the process was operated for 140 days. The nitrification rates during the experiment were higher than those obtained in the urine nitrification experiment. The values of the specific nitrification rate in the final stable phases of the two experiments differed by an average of 50%, in favor of the system with a mixture of urine and graywater. There was no negative effect of the high concentration of SMCT anionic surfactants in the influent on the nitrification process or on the morphology of activated sludge flocs.

In the first two experiments, incomplete urea hydrolysis was observed, which was due to the low content of urease-positive bacteria. This was confirmed by preliminary DNA sequencing analysis (by qPCR) of the bacteria in the SBR reactor, and subsequent respirometric tests showing changes in the respiratory activity of the activated sludge before and after enzyme addition. After enzyme addition, the respiratory activity increased more than fourfold.

In steps 2 and 5 (chapters 10, 13) the possibility of using diluted, nitrified urine and nitrified mixture of urine and grey water in soilless lettuce cultivation was tested. Previously, the effect of different anionic surfactants, at different concentrations, on soilless cultivated plants was analyzed to be sure that the reactor effluent containing a surfactant of a given concentration could be used in soilless cultivation without (step 3, chapter 12). Experiments using fertilizers produced in the nitrification reactor showed the ability to grow plants in a limited manner in terms of quantity and quality. The main factors reducing yield were elemental deficiencies resulting from the composition of the treated wastewater. Deficiencies of potassium, phosphorus, magnesium and micronutrients affected the metabolism and photosynthetic capacity of lettuce. This was confirmed by measurements of parameters such as elemental composition, stress parameters and photosynthetic pigment concentration. When a fertilizer based on a mixture of urine and graywater was used, the study showed that the main factor limiting growth was elemental deficiency rather than the presence of surfactants. By enriching the fertilizers with the missing elements, yields were comparable, in terms of quantity and quality, to those obtained in the reference. In spite of the element deficiencies in the fertilizers and the lower yield and quality of the lettuce, the conducted organoleptic tests

did not show any differences in the consumer perception between lettuce grown on enriched fertilizers and the reference. This is particularly important in the case of fertilizer production using circular economy (both terrestrial and space), where the aspect of consumer acceptance of the final product is particularly important.

I CZĘŚĆ TEORETYCZNO-LITERATUROWA

1. WPROWADZENIE

Ludzkość marzyła o eksploracji innych ciał niebieskich na długo przed pierwszym lotem kosmicznym Jurija Gagarina w 1961 roku. Starania te początkowo napędzane były polityczną rywalizacją pomiędzy Stanami Zjednoczonymi i Związkiem Radzieckim. Wyścig o obecność człowieka na powierzchni Księżyca zakończył się w 1969 roku. Powodzenie amerykańskiej misji Apollo dało podwaliny następnej erze międzynarodowej współpracy skupionej na eksploracji głębokiej przestrzeni kosmicznej.

Jednym z wyników tych działań było powstanie Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (International Space Station – ISS), czyli stacji badawczej umiejscowionej na niskiej orbicie okołoziemskiej (Low Earth Orbit – LEO). Stacja działa nieprzerwanie od ponad 20 lat i oprócz możliwości przeprowadzania eksperymentów naukowych w warunkach mikrogravitacji¹ pozwala na identyfikowanie wyzwań psychologicznych, technologicznych, inżynierskich i innych, stojących przed przyszłymi, dalekimi misjami kosmicznymi. Jest to pierwszy obiekt, który wymaga ciągłego działania wszystkich systemów odpowiadających za utrzymanie warunków umożliwiających funkcjonowanie człowieka przez cały okres pobytu na stacji, która działa nieprzerwanie od 2008 roku (Carter i in., 2017).

Misje kosmiczne odbywające się na ISS, chociaż dłuższe niż te, które odbywały się na początku lat 70 (trwają kilka, kilkanaście miesięcy), to nadal są nieporównanie krótsze od przyszłych, mających na celu np. eksplorację Marsa. Kolejnym problemem głębokich podróży kosmicznych jest znacznie większy dystans od Ziemi w porównaniu z niską orbitą okołoziemską. Obecne funkcjonowanie Międzynarodowej Stacji Kosmicznej w dużym stopniu oparte jest o regularne dostawy materiałów eksploatacyjnych (np. woda, pożywienie) z Ziemi oraz o transport niektórych odpadów z powrotem na Ziemię, lub inną formę ich usunięcia (np.

¹ Termin mikrogravitacja (μg) opisuje przyspieszenie grawitacyjne mniejsze niż 10^{-2} g i bliskie 10^{-6} g (Santomartino i in., 2020).

spalenie podczas wejścia w atmosferę). Podobnie przedstawiała się logistyka krótkich misji kosmicznych, gdzie tlen, woda i żywność gromadzone były na pokładzie przed startem, a odpadów pozbywano się poza obręb obiektu (wentylowane) lub składowane i przywożone na Ziemię (Eckart, 1996).

Przy dłuższych dystansach takie procedury nie będą możliwe ze względów logistycznych i ekonomicznych. Zaopatrzenie sześcioposobowej załogi w wodę, tlen i pożywienie dla 1.5 rocznej misji na Marsa, wymagałoby zabrania ładunku o masie blisko 50 ton (zakładając jedynie minimalne zapotrzebowanie na materiały eksploatacyjne) (Harper i in., 2016). Dla porównania ładunek użyteczny, możliwy do dostarczenia na Marsa dla aktualnie największej rakiety Falcon Heavy firmy SpaceX wynosi 16.8 ton (SpaceX, 2021). Jak widać pod względem logistycznym jest to niewykonalne. Kolejną kwestią są koszty takiego transportu. Sam koszt wyniesienia 1 kg ładunku na niską orbitę okołozemską (LEO) wynosi od 3–54 tysięcy dolarów (w zależności od rodzaju transportu), a do tego trzeba założyć jeszcze około 250 dniową podróż z LEO na niską orbitę okołomarsjańską (Berkovich i in., 2004; Harper i in., 2016; Miele i Wang, 1999; SpaceX, 2021).

Jak więc widać, zastosowanie gospodarki cyrkularnej oraz recyklingu odpadów celem odzyskania wartościowych składników będzie konieczne, aby dalekie misje kosmiczne mogły się odbywać. System kosmiczny musi funkcjonować w obiegu zamkniętym, przy minimalnej lub zerowej dostawie zewnętrznej substratów, które można odzyskać ze strumieni odpadowych.

2. KOSMICZNY SYSTEM PODTRZYMANIA ŻYCIA

Według definicji (Anderson i in., 2018) system podtrzymania życia jest zbiorem wielu różnych podsystemów odpowiedzialnych za wszystkie parametry środowiskowe, które umożliwią przeżycie człowieka w takich miejscach i warunkach, w których bez użycia tych układów przeżycie nie byłoby możliwe.

Najbardziej podstawowy podział podsystemów obecnych w systemie podtrzymania życia to podział na: podsystem atmosfery, podsystem wody, podsystem odpadów stałych oraz podsystem biomasy. Zestawienie podstawowych obiegów i ich przykładowe funkcje przedstawiono w Tabeli 1.

Tabela 1. Podsystemy wchodzące w skład systemu podtrzymania życia i ich funkcje.

Rodzaj podsystemu	Przykładowe funkcje systemu
Podsystem atmosfery	<ul style="list-style-type: none"> • Zapewnienie tlenu dla potrzeb metabolicznych. • Usunięcie CO₂ z pomieszczeń. • Usunięcie zanieczyszczeń (cząstek stałych, lotnych związków organicznych) i mikroorganizmów z pomieszczeń. • Monitoring i kontrola ciśnienia oraz składu powietrza w obiekcie. • Ochrona przeciwpożarowa. • Utrzymywanie wymaganego ciśnienia w pomieszczeniach. • Utrzymywanie wymaganej temperatury i wilgotności.
Podsystem wody	<ul style="list-style-type: none"> • Zapewnienie i dystrybucja wody na cele konsumpcyjne, przygotowania posiłków oraz higienę. • Odzysk wody z powstających w obiekcie strumieni ścieków. • W bardziej zaawansowanych systemach: odzysk pierwiastków na potrzeby produkcji nawozu.
Podsystem odpadów stałych	<ul style="list-style-type: none"> • Zagospodarowanie odpadów stałych (organicznych i nieorganicznych). • W bardziej zaawansowanych systemach: odzysk pierwiastków na potrzeby produkcji nawozu.
Podsystem biomasy	<ul style="list-style-type: none"> • Zapewnienie żywności na potrzeby energetyczne załogi (np. dostawy z Ziemi lub produkcja in situ). • W bardziej zaawansowanych systemach: Usunięcie CO₂ z pomieszczeń oraz produkcja O₂.

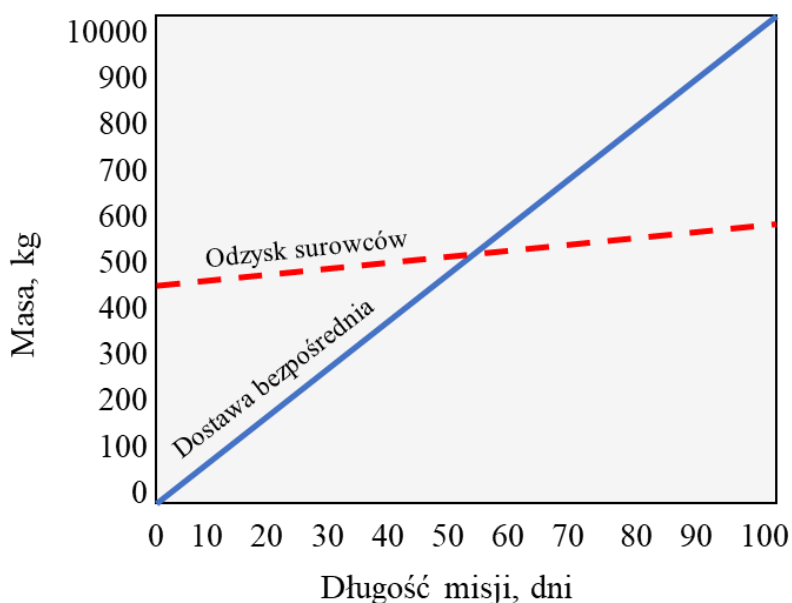
Jest to zestawienie ogólne, a poszczególne funkcje danego podsystemu uzależnione są od rodzaju misji kosmicznej, jej destynacji i długości trwania (Anderson i in., 2018). Obejmuje

Układ nityfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

ono jedynie podsystemy skupiające się na szeroko rozumianej inżynierii środowiska, a pomija niektóre inne, takie jak np. „podsystem” architektury kosmicznej, która gwarantuje m.in. ochronę przed promieniowaniem jonizacyjnym.

Podstawowy podział systemów podtrzymania życia opiera się na możliwości odzysku substratów w zastosowanych podsystemach. Jeśli w danym układzie substraty nie są odzyskiwane mówimy wówczas o systemie otwartym. Gdy w systemie strumień odpadowy jest zagospodarowany w sposób, który pozwala na odzysk i recykling, wówczas nosi on nazwę zamkniętego lub półzamkniętego. System idealnie zamknięty występuje wtedy, gdy wszystkie potrzebne substraty będą odzyskiwane ze strumieni odpadowych w znacznym stopniu (>98%) (Anderson i in., 2018).

Jones i Kliss (2010) przedstawili zależność masy (a co za tym idzie kosztów misji) od czasu trwania misji w przypadku dostawy bezpośredniej i odzysku surowców. Rysunek 1. pokazuje, że przy misjach trwających ponad 100 dni, stosując odzysk surowców, wymagana do transportu masa jest dwukrotnie mniejsza.



Rysunek 1. Zależność masy zabieranego ładunku od czasu trwania misji, przy systemie podtrzymania życia z odzyskiem i bez odzysku [na podstawie Jones i Kliss (2010)]

W przypadku krótkich misji kosmicznych i lotów suborbitalnych system podtrzymania życia był całkowicie otwarty tzn. wszystkie potrzebne do przeżycia substraty (np. woda,

pożywienie) były zabierane na pokładzie, a odpady (np. uryna, kał) gromadzone, bądź wentylowane poza obręb obiektu (Wieland, 2005). Dopiero podczas konstruowania stacji MIR zmieniono podejście do odpadów ciekłych i umożliwiono odzysk wody z uryny za pomocą jednostki destylacyjnej.

Podobnie przedstawia się kwestia wody szarej. W pierwszych lotach suborbitalnych mycie się załogi było sprawą marginalizowaną. Nie ułatwiała tego konstrukcja samych skafandrów kosmicznych, które były zaprojektowane w sposób uniemożliwiający rozebranie podczas lotu. Dopiero zastosowanie nowych skafandrów podczas misji Gemini 7, pozwoliło na zachowanie podstawowej higieny osobistej, przy użyciu zwilżonych zimną wodą ręczników (Crapanzano i in. 2016). Kolejne misje pozwalały na użycie wody ciepłej. Prawdziwy przełom przyniosła stacja Skylab, na pokładzie której został zainstalowany pierwszy „kosmiczny prysznic” widoczny na Rysunku 2.



Rysunek 2. Pierwszy prysznic zainstalowany w obiekcie kosmicznym (Skylab) (źródło: NASA (2010)).

Elementem prysznica była cylindryczna obudowa z tworzywa sztucznego, przeciwdziałająca rozprzestrzenianiu się kropeł wody do otaczającego środowiska. Recyrkulację wody zapewniał specjalny aspirator płynów, który odsysał krople wody z ciała

i kabiny. Maksymalna objętość wody, którą mógł wykorzystać członek załogi, wynosiła 3 dm³. W rzeczywistości prysznic był używany tylko kilka razy, ponieważ procedura korzystania z niego była tak długa i skomplikowana, że skutecznie zniechęcała astronautów. Dodatkowo zaobserwowano problem wywołany silnym odsysaniem wewnątrz prysznic, które powodowało odwodnienie skóry osób myjących się (Crapanzano i in., 2016). Kolejne misje (Salyut, Mir) również były wyposażone w jednostki natryskowe, jednak efekt użycia był podobny i ostatecznie załoga wolała używać zwilżonych ręczników z płynem do mycia. Ten sposób utrzymania higieny osobistej jest praktykowany również obecnie na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej. Ze względu na panujące warunki mikrogravitacji woda zużyta na cele higieny osobistej wychwytywana jest przez system zbierania kondensatu z powietrza. Bardziej szczegółowe zestawienie danych dotyczących różnych aspektów układów dystrybucji wody i oczyszczania ścieków podczas misji kosmicznych można znaleźć w literaturze - np. Calvin i Gazenko (1975), Carter i in. (2017), Diamant i Humphries (1990), Grigoriev i in. (1994), Hopson i in. (1971), Jenkins (2001), Lutwak i in. (1969), McAlliste (1972), Wieland (2005), Willis i Schultz (1987).

Literatura zwraca uwagę na fakt, że strumienie ścieków powstających w obiektach kosmicznych zależą od rodzaju tego obiektu, rodzaju misji i czasu jej trwania (Tabela 2.).

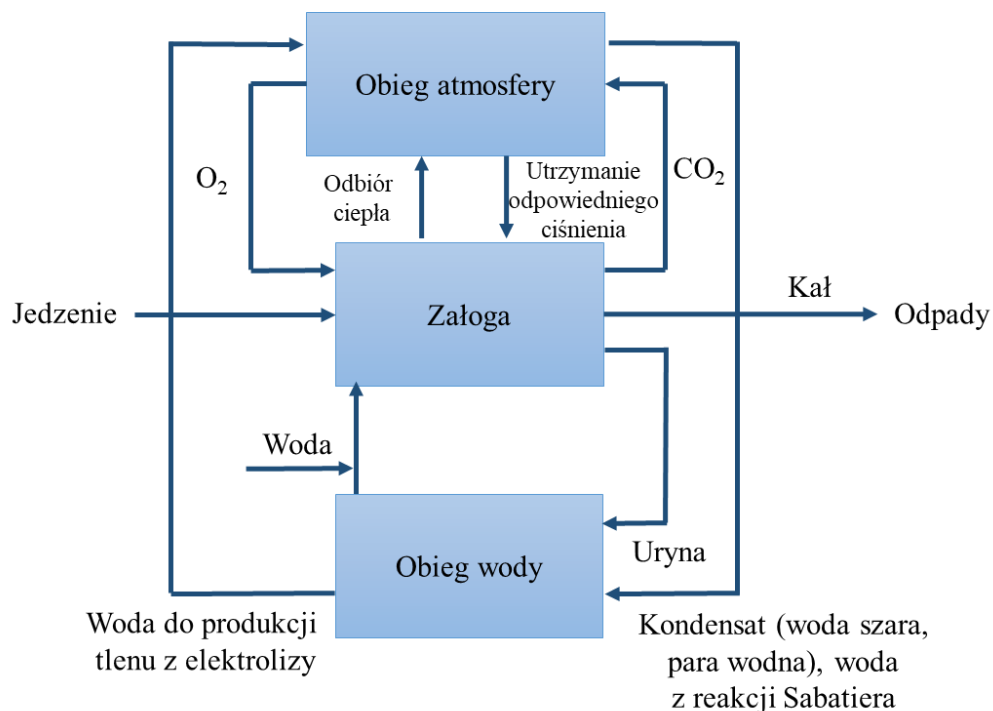
Tabela 2. Rodzaje ścieków powstające podczas misji kosmicznych (na podstawie Anderson i in., 2018).

Rodzaj strumienia	Jednostka	Międzynarodowa Stacja Kosmiczna	Tranzyt	Wczesna Kolonia Pozaziemska	Rozwinięta Kolonia Pozaziemska
Uryna	dm ³ /osobę·d	1.20	1.50	1.50	1.50
Woda splukująca urynę		0.30	0.30	0.50	0.50
Woda szara: zużyta woda higieniczna (prysznic, mycie zębów, mycie rąk itd.), woda po praniu, woda ze sprzątaniam.		Nie dotyczy (odbierana w kondensacie)	Nie dotyczy (odbierana w kondensacie)	7.17	14.38
Kondensat z powietrza		2.27	2.27	2.27	2.90
Woda z przygotowania posiłków		Nie dotyczy	Nie dotyczy	Nie dotyczy	Do ustalenia
Woda transpirująca z uprawy roślinności		Nie dotyczy	Nie dotyczy	Nie dotyczy	Do ustalenia

Jak widać, im bardziej rozwinięta misja kosmiczna, tym większa ilość powstających ścieków oraz pojawienie się nowych ich źródeł - woda transpirująca z uprawy roślinności czy woda pozostała po przygotowaniu posiłków. Trzema podstawowymi strumieniami ścieków, które są obecne w każdym przypadku to: uryna, woda szara i kondensat (Anderson i in., 2018; NASA, 2006).

Zależność powstawania odrębnego strumienia ścieków od rodzaju misji dobrze obrazuje przykład wody szarej. W krótkich misjach kosmicznych taki strumień nie będzie powstawał w ogóle, gdyż podstawowe potrzeby zachowania higieny będą zaspokajane za pomocą np. mokrych chusteczek, a woda odpadowa zbierana będzie przez system wentylacyjny w postaci kondensatu. Natomiast jeśli w rozważaniach uwzględnimy przyszłą kolonię pozaziemską, we wczesnym i późniejszym (bardziej rozwiniętym) etapie rozbudowy, wówczas z pewnością pojawi się odrębny strumień wody szarej, której składowymi będą m.in. woda z prysznica, woda po praniu ubrań itp. (Anderson i in., 2018).

Warto nadmienić, że w obiektach kosmicznych stosowane są toalety dywersyjne, czyli takie, które umożliwiają natychmiastowy rozdział strumieni uryny i kału. Z tego powodu uryna może być przetwarzana przez podsystem wodny, a kał przez podsystem odpadów stałych. Takie rozwiązanie zastosowane jest na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej, której system podtrzymania życia przedstawiony jest na Rysunku 3.



Rysunek 3. System podtrzymania życia w Międzynarodowej Stacji Kosmicznej [na podstawie NASA (2015)].

System ten jest w pewnym stopniu zamknięty i opiera się na fizykochemicznych procesach do produkcji tlenu, regeneracji atmosfery i odzysku wody. Takie podejście wymaga dawkowania zewnętrznych substratów, np. sześciowartościowego chromu do wstępnej obróbki uryny, sorbentu do zespołu usuwania dwutlenku węgla czy wodoru gazowego do reaktora Sabatiera (Carter i in., 2017).

W pierwszym etapie, uryna jest poddawana wstępnej obróbce trójtlenkiem chromu (CrO_3) i kwasem siarkowym lub fosforowym w celu stabilizacji i zapobieganiu rozwojowi błony biologicznej (Carter, 2009). Następnie wodę odzyskuje się za pomocą destylacji z kompresją par (VCD). Kolejnym etapem jest kombinowany zespół oczyszczania wody (tzw. złoża multifiltracyjne), który pobiera wodę niezdatną do picia z VCD, a także wodę higieniczną, wodę z procesu Sabatiera² i kondensat z kabiny (który w warunkach mikrogravitacji jest mieszaniną wody higienicznej i pary wodnej jako produktu oddychania załogi). Wykorzystywane są takie procesy jak filtracja, katalityczne utlenianie i wymiana jonowa (Carter, 2009).

Obecny na pokładzie Międzynarodowej Stacji Kosmicznej i innych statków kosmicznych system jest odpowiedni dla misji krótkoterminowych, ale nie sprostałby wymaganiom misji długoterminowych. Efektywność odzysku wody sięga 85% (Carter i in., 2017; Harper i in., 2016; Muirhead i in., 2018), ale składniki odżywcze trafiają do solanki VCD, której nie można ponownie wykorzystać, ponieważ zawiera toksyczny trójtlenek chromu. Stosowane procesy wymagają dużej ilości energii i są problematyczne ze względu na zamienne części eksploatacyjne (np. jednorazowe filtry (Carter i in., 2017)). Na każdy 1 dm³ odzyskanej wody zużywa się średnio 0.21 kg sprzętu jednorazowego użytku. W sumie daje to 6300 kg sprzętu jednorazowego użytku od początku działania systemu (listopad 2008 rok) (NASA, 2015).

Ponadto wykorzystane procesy fizykochemiczne są podatne na zmienność składu i ilości powstających strumieni. Warunki mikrogravitacji wpływają na gospodarkę wapniową organizmu poprzez adaptację nerek i kompensację wywołaną zmianą obciążenia kości (Pietrzyk i in., 1995; Schneider i in., 1995; Smith i in., 2005). W rezultacie, podczas długotrwałej ekspozycji na mikrogravitację metabolizm wapnia ulega zmianie ze zmniejszoną jelitową absorpcją wapnia i zwiększonym wydalaniem wapnia w urynie (Heer i in., 1999;

² W procesie Sabatiera powstaje woda i metan przy użyciu odpadowego dwutlenku węgla i wodoru (produkt uboczny wytwarzania tlenu z elektrolizy).

Smith i in., 2005). Ponadto, zmniejszone wydalanie uryny obserwowane podczas misji kosmicznych prawdopodobnie zwiększa wysycenie substancji rozpuszczonych, takich jak kwas moczowy, cystyna, struwit, szczawian wapnia i fosforan wapnia, co zwiększa prawdopodobieństwo wystąpienia kamieni nerkowych (Liakopoulos i in., 2012). Badanie ponad 300 astronautów, przed i po misji kosmicznej, wykazało 18% wzrost hiperkalcemii oraz 9.8% wzrost hipermagnezemii. Każdy z badanych miał również obniżone pH uryny (Liakopoulos i in., 2012).

Zmiana stężenia i stosunku kationów jedno- i wielowartościowych w obecności mikrogravitacji stwarza poważne problemy nie tylko dla zdrowia, ale także dla układu odzysku wody, ponieważ sprzyja wytrącaniu się i osadzaniu np. CaSO_4 na rurach i urządzeniach używanych do odzysku wody (np. zespół destylacyjny) (Buelke i in., 2004). Kolejnym problemem jest korozja występująca w zespole destylacyjnym, spowodowana stosowaniem mocnych kwasów nieorganicznych do obniżania pH uryny (Pruitt i in., 2015). Próby zmiany roztworu stabilizującego w 2010 roku zakończyły się niepowodzeniem i spowodowały wytworzenie się biofilmu na ścianach zbiornika ścieków, którego część oderwała się i spowodowała zatkanie elektrozaworu, powodując jego zatarcie (Dean i in., 2018).

Inżynierowie i naukowcy z wiodących agencji kosmicznych współpracujących przy Międzynarodowej Stacji Kosmicznej są świadomi wyzwań dotyczących stosowania procesów fizyko-chemicznych. Jednym z głównych filarów przyszłych systemów kosmicznych jest zastosowanie procesów biologicznych do oczyszczania ścieków (NASA, 2015). Według mapy „technologicznych kamieni milowych NASA” przyszłe systemy powinny uwzględnić zapewnienie 98% odzysku wody poprzez zastosowanie systemów biologicznych do 2029 roku (Barta i in., 2015).

Obok odzysku wody, jednym z ważniejszych aspektów, który musi być uwzględniony przy planowaniu przyszłych misjach kosmicznych, jest odzysku pierwiastków. Mimo, że przy obecnym systemie dostarczania pożywienia nie jest on konieczny, to w przyszłości będzie (Anderson i in., 2017). Obecnie misje załogowe zaopatrywane są w przetworzoną, stabilną żywność. Najnowocześniejszy system żywnościowy realizowany na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (ISS) wykorzystuje przechowywaną w temperaturze otoczenia, paczkowaną

żywność w ilości około ~1.8 kg żywności i opakowań dla członka załogi na dzień (Monje i in., 2019).

System ten nie będzie odpowiedni dla długotrwałych misji, nie tylko z uwagi na zdecydowanie zbyt dużą wymaganą masę (Douglas i in., 2016; Douglas, 2017). Żywność na trzyletnią misję załogową na Marsa wymagałaby prawdopodobnie pięcioletniego okresu przechowywania ze względu na logistykę przetwarzania, dostarczania i potencjalnego wstępnego rozmieszczenia żywności przed przybyciem załogi. W takim okresie jakość wielu produktów spożywczych stałaby się nie do zaakceptowania, a niektóre krytyczne składniki uległyby degradacji do niedopuszczalnych poziomów (Catauro i in., 2011; Cooper i in., 2017a). Takie jedzenie nie zachowa odpowiednich wartości odżywczych, a jeśli mimo to byłoby spożywane to z pewnością wpłynęłoby negatywnie na masę ciała, funkcje poznawcze i ogólny stan zdrowia załogi. Trwające badania mają na celu określenie technologii i metod, które mogą wydłużyć okres przydatności do spożycia pakowanej żywności (Cooper i in., 2017b). Chociaż rozwiązania eksperymentalne w zakresie żywności pakowanej mają potencjał, to prowadzone testy wykazały, że przetwarzanie i czas przechowywania wymagany w przypadku długotrwałych misji może wpływać na ubytek lub jak wspomniano wcześniej degradację niektórych składników odżywczych (Cooper i in., 2017a). Ponadto długi czas przechowywania zmniejsza stabilność składników odżywczych w żywności (Zwart i in., 2009). Rozwiązaniem powyższych problemów może być wykorzystanie uprawy świeżej żywności in-situ, która mogłaby uzupełniać składniki niedoborowe, których brakuje w diecie opartej na żywności pakowanej. Tym bardziej, że szacowany próg rentowności, przy którym uprawa roślin wyższych staje się opłacalna w porównaniu z zaopatrzeniem w żywność i wykorzystaniem fizykochemicznych metod rewitalizacji powietrza i regeneracji wody, osiąga się już po 3 latach (Mauerer i in., 2016).

Powyższe rozważania biorą pod uwagę jedynie aspekty ekonomiczne misji kosmicznych (np. produkcja pożywienia, produkcja O₂, możliwość zmniejszenia wielkości podsystemu oczyszczającego atmosferę z CO₂, ze względu na udział roślin w jego pobieraniu). Nie można jednak zapomnieć o innych, trudnych do obiektywnego zmierzenia kwestiach, takich jak np. korzyści psychologiczne, których znaczenie nie powinno być bagatelizowane.

We wczesnych latach eksploracji kosmosu, wpływ czynników psychologicznych i społecznych na zachowanie i działanie astronautów był postrzegany jako marginalny. Misje

były krótkotrwałe, a sama motywacja załogi była na tyle silna (wynikająca głównie z sytuacji politycznej na świecie), że wszelkie konflikty i napięcia rozwiązywane były bez poświęcenia celów misji. Wraz z pojawieniem się stacji kosmicznych (np. Skylab, Salyut, Mir i Międzynarodowa Stacja Kosmiczna), czas trwania misji kosmicznych wydłużył się do co najmniej sześciu miesięcy, a załogi stały się w większym stopniu wielonarodowe i niejednorodne pod względem płci, pochodzenia kulturowego i wykształcenia zawodowego.

Izolacja, monotonia, zniechęcenie i sama charakterystyka otoczenia kosmicznego mogą powodować stres i silnie wpływać na wydajność załogi i jej ogólne samopoczucie (Bates i in., 2009). Zaburzenia koncentracji i uwagi, problemy ze snem, labilność emocjonalna, objawy psychosomatyczne, drażliwość, spadek wigoru i motywacji, to tylko niektóre z reakcji psychologiczno-behawioralnych, na które narażeni są członkowie załogi (Bates i in., 2009). Podczas misji kosmicznych, problemy psychologiczne dotyczą nie tylko poszczególnych członków załogi, ale mogą mieć potencjalnie katastrofalne skutki dla reszty załogi i powodzenia misji (np. astronauta z depresją kliniczną może nie być w stanie wykonać wymaganych zadań w sytuacji awaryjnej).

Większość ze wspomnianych wyżej reakcji nie jest specyficzna jedynie dla środowiska kosmicznego, ale może wystąpić również w innych izolowanych i zamkniętych środowiskach np. antarktycznych stacjach badawczych czy analogowych bazach kosmicznych. Badania w takich miejscach (np. niemiecka stacja polarna Neumayer Station III Instytutu Alfreda Wegenera) jasno wykazały pozytywny wpływ uprawy roślinności, zarówno w aspekcie psychologicznym, jak i aspekcie odżywiania (Mauerer i in., 2016). Sami członkowie załogi Międzynarodowej Stacji Kosmicznej często wskazują różnorodne, smaczne i świeże jedzenie jako jeden z najważniejszych czynników wpływających na morale załogi podczas misji (Douglas i in., 2016). Jak więc widać, aspekt psychologiczny uprawiania świeżej żywności jest w kontekście przyszłych misji kosmicznych bardzo ważny.

Zapewnienie powierzchni uprawnych jest tylko jednym z elementów koniecznych dla przyszłego systemu produkującego świeżą żywność. Równie ważnym aspektem jest kwestia produkcji nawozu w obiegu zamkniętym. Badania wykazały, że uprawa o powierzchni około 40–50 m² wymagać będzie około ~90 kg masy nawozu do wyprodukowania pożywienia przez 1 rok dla 1 osoby (Monje i in., 2019).

Źródło wody, makro i mikro składników będzie musiało znajdować się w większości w obsługiwanej obiekcie kosmicznej. Co prawda, w ostatnich latach ustalono, że duże ilości wody mogą być potencjalnie obecne w regolicie Marsa (Carr, 1996) i Księżyca (Colaprete i in., 2010; Hopson i in., 2021). Mogłaby ona, przynajmniej w teorii, być użyta do produkcji nawozu, jednak jej obecność nie została jeszcze ostatecznie potwierdzona. Obecnie jedynym możliwym sposobem badania tego z powierzchni Ziemi są symulacje laboratoryjne, a następnie porównanie ich z obserwacjami zdalnymi i in situ na Marsie (Vakkada Ramachandran i in., 2021). Dlatego opieranie przyszłych systemów podtrzymania życia jedynie na wydobyciu wody in-situ nie jest bezpiecznym rozwiązaniem.

Podobnie przedstawia się kwestia składników odżywczych. Sprowadzanie dużych początkowych zapasów, np. azotu z Ziemi w postaci gazu N (N_2 lub NH_3) lub ciała stałego (sól azotanowa) może stanowić wyzwanie ze względu na trudności w transporcie i ogólną zawartość procentową N w poszczególnych postaciach (np. gazowy amoniak zawiera 82% N w masie, podczas gdy sole mają znacznie niższy procent) (Verbeelen i in., 2021). Choć zasadniczo azot mógłby być w pewnym stopniu odzyskiwany z atmosfery (w przypadku bazy marsjańskiej), to należy jednak pamiętać, że jest ona zdominowana przez CO_2 i zawiera mniej niż 2% gazu N_2 , więc nie będzie to efektywny odzysk (Mahaffy i in., 2013). Układ musi funkcjonować w obiegu zamkniętym, przy minimalnej lub zerowej zewnętrznej dostawie substratów, które można odzyskać ze strumieni odpadowych. Sprawia to, że zastosowanie gospodarki cyrkularnej oraz recyklingu odpadów celem odzyskania wartościowych składników, które inaczej byłyby utracone, będzie konieczne.

Podsumowując, sukces przyszłych, długoterminowych misji kosmicznych zależy w dużej mierze od ulepszonego projektu regeneracyjnego systemu podtrzymania życia, w którym obieg wody, ścieków i uprawy roślinności będą ze sobą współpracować w obiegu zamkniętym. Zatem wykorzystane będą musiały być takie systemy, które będą imitować biosferę ziemską poprzez wykorzystanie procesów biologicznych i mikroorganizmów do odzysku pierwiastków, wody i produkcji nawozów wymaganych do uprawy roślin.

3. UPRAWA ROŚLIN W SYSTEMACH KOSMICZNYCH

Uprawa roślin wyższych była i jest jednym z kluczowych elementów eksperymentalnych w niemal każdym rodzaju misji kosmicznych, od pierwszych lotów swobodnych, przez krótkotrwałe misje załogowe, a także dłuższe misje odbywane na stacjach Salut, Mir czy Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (Halstead i Dutcher, 1984; Hoehn i in., 1998; Preu i Braun, 2014; Porterfield i in., 2003). Eksperymenty te skupiają się głównie na badaniu wpływu mikrogravitacji na fizjologię roślin i określeniu, czy wzrost, rozwój i rozmnażanie będą przebiegać tak samo jak na Ziemi. Mniejszy nacisk kładzie się na to w jaki sposób uprawa będzie prowadzona w przyszłych koloniach pozaziemskich (Monje i in., 2019). Bardzo dokładny przegląd przeprowadzonych badań wykonał Zabel i in. (2016). W ciągu ostatnich 40 lat ponad 20 systemów wzrostu roślin zostało wykorzystanych do uprawy 40 różnych gatunków roślin w 50 różnych eksperymentach przeprowadzonych w kosmosie.

3.1 BEZGLEBOWA UPRAWA ROŚLIN JAKO OPTIMALNE ROZWIĄZANIE DLA PRZYSZŁYCH SYSTEMÓW KOSMICZNYCH

Badania nad uprawą roślin prowadzone były również w analogowych systemach usytuowanych na Ziemi takich jak Biosphere 2 (USA), BIOS I-III (Rosja), Lunar Palace (Chiny), MELiSSA (Europejska Agencja Kosmiczna), czy Closed Ecological Experiment Facility (CEEF) Japońskiej Agencji Eksploracji Kosmosu (JAXA) (Guo i in., 2017). W większości z nich zastosowano bezglebową uprawę roślin, którą najogólniej można zdefiniować jako system, w którym do uprawy roślin nie używa się gleby. Niektóre systemy oparte były wyłącznie na uprawie glebowej (np. Biosphere 2, Lunar Palace I) lub uprawie zarówno bezglebowej, jak i glebowej (np. CEEF). Badania innych agencji kosmicznych, np. Niemieckie Centrum Lotnictwa i Kosmonautyki (DLR) również zakładają wybór uprawy bezglebowej (Bornemann i in., 2015, 2018; Zabel i in., 2019).

Niechęć do zastosowania systemów konwencjonalnych, czyli glebowych, jest zagadnieniem złożonym. Z jednej strony gleba mogłaby być zabrana z Ziemi, jednak nie byłoby to efektywne przestrzennie, transportowo i ekonomicznie. Z drugiej strony wykorzystane mogłyby być rodzime grunty Księżyca lub Marsa do uprawy in-situ. Istnieją jednak pewne trudności z wykorzystaniem regolitu księżycowego lub marsjańskiego, spowodowane ich odrębnością od gleby ziemskiej.

Gleba ziemna jest mieszkanką minerałów, powietrza, wody oraz martwej i żywej materii organicznej. Jej objętość tylko w połowie składa się z fazy stałej gleby (cząstek stałych), reszta to wypełnione powietrzem glebowym lub wodą pory glebowe. Samo formowanie gleby przebiega przez występujące w niej procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. Podstawowym wskaźnikiem jakości gleby, który decyduje o jej właściwościach fizykochemicznych (np. zdolności sorpcyjne i buforowe) oraz właściwościach biologicznych, jest materia organiczna. Do rozkładu materii organicznej wymagana jest obecność fauny glebowej, bakterii i grzybów. W ostatniej fazie rozkładu powstają proste produkty końcowe stanowiące składniki odżywcze dla roślin, głównie związki azotu, fosforu oraz siarki.

Regolit, zarówno marsjański jak i księżycowy, znacznie różni się od gleb ziemskich. Materiały księżycowe tworzyły się w zredukowanym środowisku, w przeciwieństwie do warunków tlenowych i wodnych występujących na powierzchni Ziemi. Właściwości tekstury (rozkład wielkości cząstek, wytrzymałość itp.) regolitu księżycowego i marsjańskiego ograniczają prawidłowe napowietrzanie, zdolność zatrzymywania wody, co z kolei znacznie wpływa na predyspozycje materiału do podtrzymania wzrostu roślin nawet w idealnych warunkach środowiskowych (Fackrell i in., 2021; Ming i Henninger, 1994).

Z wyjątkiem węgla (wprowadzanego przez chondryty węgliste), w regolicie brakuje materiału organicznego. Wiele składników odżywczych jest obecnych w wystarczających ilościach, niestety mogą nie występować w postaci biodostępnej (Fackrell i in., 2021; Ming i Henninger, 1994). Z kolei innych pierwiastków może być tak dużo, że ich stężenia dochodzą do poziomów toksycznych dla roślin (np. magnez, żelazo) (Fackrell i in., 2021). Wysokie zawartości fitotoksyn takich jak: chrom, nikiel, cez czy arsen są stwierdzone w materiałach księżycowych i marsjańskich i mogą ograniczać wzrost roślin (Ming, 1989; Hossner i Allen, 1989; Schuerger i in., 2002; Wamelink i in., 2014). Niektóre sole znalezione w materiale marsjańskim mogą ograniczać wzrost roślin i wywoływać toksyczność jonową (Glenn i in., 2013; Shrivastava i Kumar, 2015; Visscher i in., 2010). Inne sole są toksyczne i jeśli przedostałyby się do jadalnych części roślin mogłyby stwarzać niebezpieczeństwo dla zdrowia człowieka (np. nadchloran) (Davila i in., 2013; Kounaves i in., 2014).

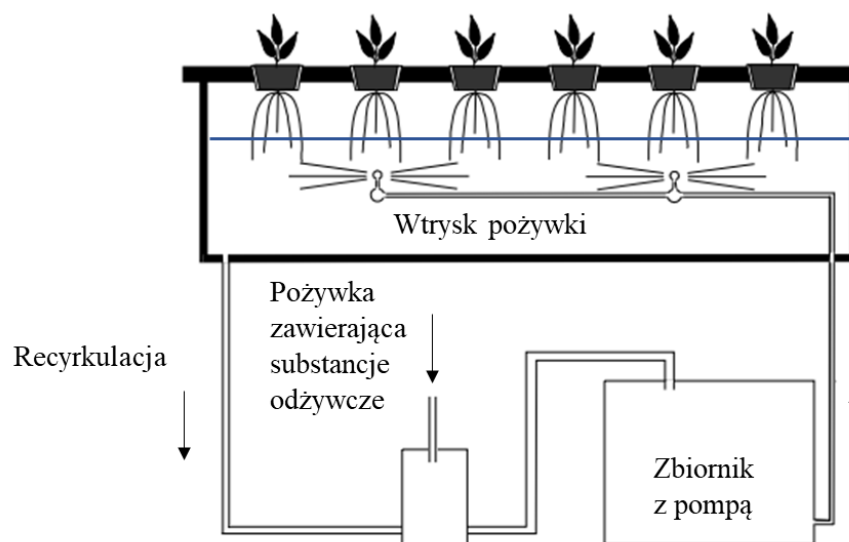
Niemniejsze znaczenie ma przepływ płynów i powietrza przez materiał księżycowy lub marsjański w odpowiednio 0.16 lub 0.38 grawitacji ziemskiej, który prawdopodobnie i tak musiałby być wspomagany specjalnym drenażem (Fackrell i in., 2021; Ming i Henninger,

1994). Oczywiście w przypadku systemów bezglebowych problem wpływu grawitacji na mechanikę płynów pozostaje, jednak jest łatwiejszy do rozwiązania poprzez odpowiednie systemy rozsączające.

Podsumowując, aby materiał księżycowy czy marsjański spełniał funkcje gleby, należałoby go uzupełnić o mikroorganizmy, organizmy wyższe, składniki odżywcze oraz wodę. Dodatkowo należałoby go specjalnie przetworzyć, w sposób umożliwiający tworzenie tuneli powietrznych wewnątrz gleby. Odrębnym problemem jest znikoma liczba próbek rzeczywistego materiału, a więc badania prowadzone są jedynie na specjalnych symulantach stworzonych z materiałów macierzystych Ziemi (Wamelink i in., 2014). Biorąc pod uwagę wszystkie powyższe trudności staje się jasne, dlaczego metoda bezglebowa jest bardziej popularna w kosmicznej uprawie roślin.

W uprawie bezglebowej substancje odżywcze dostarczane są wraz z wodą do strefy korzeniowej, która je pobiera i transportuje w górę rośliny. Schematycznie obrazuje to Rysunek 4. Jednak, aby utrzymać roślinę w odpowiednim miejscu, wymagany jest nośnik (podłoże podtrzymujące). Nie wyklucza się przekształcenia regolitu księżycowego czy marsjańskiego i wykorzystania go jako materiał utrzymujący rośliny w systemach bezglebowych (Sharma i in., 2018).

Większość obecnie stosowanych systemów hydroponicznych działa automatycznie, kontrolując parametry środowiskowe uprawy (temperaturę, wilgotność, skład powietrza, ilość wody, składników odżywczych, światła) i dostosowując je do wymagań poszczególnych roślin (Resh, 2013). Woda ze składnikami odżywczymi (tzw. pożywka) cyrkuluje w systemie, tworząc zamknięty obieg wody i pierwiastków.



Rysunek 4. Schematyczny system bezglebowej uprawy roślin [na podstawie (Komosa i in., 2014)].

3.2 CHARAKTERYSTYKA SYSTEMÓW BEZGLEBOWYCH

Innym określeniem na uprawę roślin w roztworach wodnych jest termin hydroponika, który pochodzi od dwóch greckich słów, tj. "hydro" i "ponos" oznaczających odpowiednio wodę i pracę (Resh, 2013). Tak uprawiane rośliny znane już były w czasach wiszących ogrodów w Babilonie. Najstarsza opublikowana praca na temat uprawy roślin bez gleby została znaleziona w książce "Sylva Sylvarum" Francisa Bacona w roku 1627. Pierwsze nowoczesne zastosowanie hydroponiki zostało wykonane przez W.F. Gericke z Uniwersytetu Kalifornijskiego w latach 30-tych. Zastosowanie tej metody pozwoliło na produkcję pożywienia nawet na nierolnych wyspach Pacyfiku, gwarantując pożywienie dla wszystkich żołnierzy zamieszkujących wyspę podczas II wojny światowej (Prakash i in., 2020). Obecnie notuje się znaczny wzrost zainteresowania uprawami bezglebowymi na całym świecie. Oczekuje się, że do roku 2023 zastosowanie systemów bezglebowych wzrośnie o 18.8% (Jan i in., 2020). Jest to rezultat wzrostu liczby ludności, urbanizacji i industrializacji, zmniejszenia się powierzchni gruntów uprawnych, a także globalnego ocieplenia i nietypowych zjawisk klimatycznych, które znacznie utrudniają konwencjonalną uprawę. Przewiduje się, że do 2050 roku produkcja jedzenia wzrośnie o 70% (Glenn i Florescu, 2015). Nie dziwi więc rosnące zainteresowanie uprawą bezglebową (nie tylko w aspekcie kosmicznym).

Za zastosowaniem systemów hydroponicznych przemawiają również ich zalety w porównaniu z tradycyjną, glebową metodą uprawy. Pozwalają one na dowolność uprawy, nawet tam, gdzie gleba lub warunki środowiskowe na uprawę tradycyjną nie pozwalają.

Gwarantują one ochronę przed chorobami odglebowymi, tj. korkowatość korzeni, choroby naczyniowe objawiające się więdnieniem roślin (Breś i in., 2016). Gleba skażona chorobami wymaga dezynfekcji środkami chemicznymi lub parą wodną, co jest pracochłonne i kosztowne, a na dodatek unicestwia wszystkie, także pożyteczne organizmy glebowe.

Ścisła kontrola składu pierwiastkowego pożywki nie tylko gwarantuje ochronę przed chorobami, ale także pozwala na kontrolę zużycia wody oraz nawozów, a także obniżenie ich zużycia w porównaniu z konwencjonalną uprawą. Jest to spowodowane tym, że w uprawie glebowej składniki odżywcze i woda w pewnym stopniu są tracone ze względu na procesy zachodzące w glebie (infiltrowanie do wód gruntowych, ewaporacje czy osadzanie się). Przykładowo, hydroponiczna uprawa sałaty w Arizonie wymagała zużycia $20 \pm 3.8 \text{ dm}^3$ wody na 1 kg wyprodukowanej sałaty. Ta sama uprawa na otwartym polu glebowym zużyła $250 \pm 25 \text{ dm}^3$ wody na 1 kg świeżej masy (Barbosa i in., 2015).

W uprawie bezglebowej rośliny uprawiane są w optymalnych dla siebie warunkach, a co za tym idzie szybkość wzrostu wzrasta o 45–70% w porównaniu z konwencjonalną techniką rolniczą (Swain i in., 2021). Te optymalne warunki wzrostu również mają odzwierciedlenie w plonie, który jest większy 10–20 razy w porównaniu ze średnim plonem uzyskanym w gospodarce rolnej, a także w jakości tego plonu i doznaniach organoleptycznych (Hussain i in., 2014). Uprawa hydroponiczna pozwala na rozwinięcie bardzo rozległego i silnego systemu korzeniowego rośliny, co poprawia jej ogólną kondycję (Breś i in., 2016).

Wybierając ten rodzaj uprawy, zarządzanie przestrzenią jest znacznie łatwiejsze (co jest szczególnie ważne w przypadku misji kosmicznych, gdzie powierzchnia jest znacznie ograniczona). Uprawy mogą być prowadzone pionowo, poziomo lub w jeszcze innych, bardziej zoptymalizowanych konstrukcjach (np. uprawa obrotowa, spiralna) (Dreschel i in., 2018; Mencik i Catalàn, 2021).

Główne wady systemów hydroponicznych obejmują aspekty, które w systemach kosmicznych i tak mogą mieć mniejsze znaczenie. Uprawa hydroponiczna jest bardziej skomplikowana i bardziej podatna na ewentualne błędy (mniejsza buforowość systemu w porównaniu z uprawą glebową) (Swain i in., 2021). Uprawiający musi posiadać odpowiednią wiedzę i przeszkolenie. W przypadku misji kosmicznych wiedza o tym jak rosą rośliny i jakie są zasady odżywiania i tak będzie wymagana, niezależnie od wybranej metody uprawy. Kolejną wadą w warunkach ziemskich jest wyższy koszt systemu (zarówno

inwestycyjny, jak i eksploatacyjny), w porównaniu z systemem tradycyjnym. Różnica w kosztach nie będzie miała znaczenia w odniesieniu do zastosowania tych systemów w warunkach pozaziemskich, gdzie uprawa glebowa byłaby równie kosztowna (Fackrell i in., 2021).

3.3 RODZAJE SYSTEMÓW BEZGLEBOWYCH

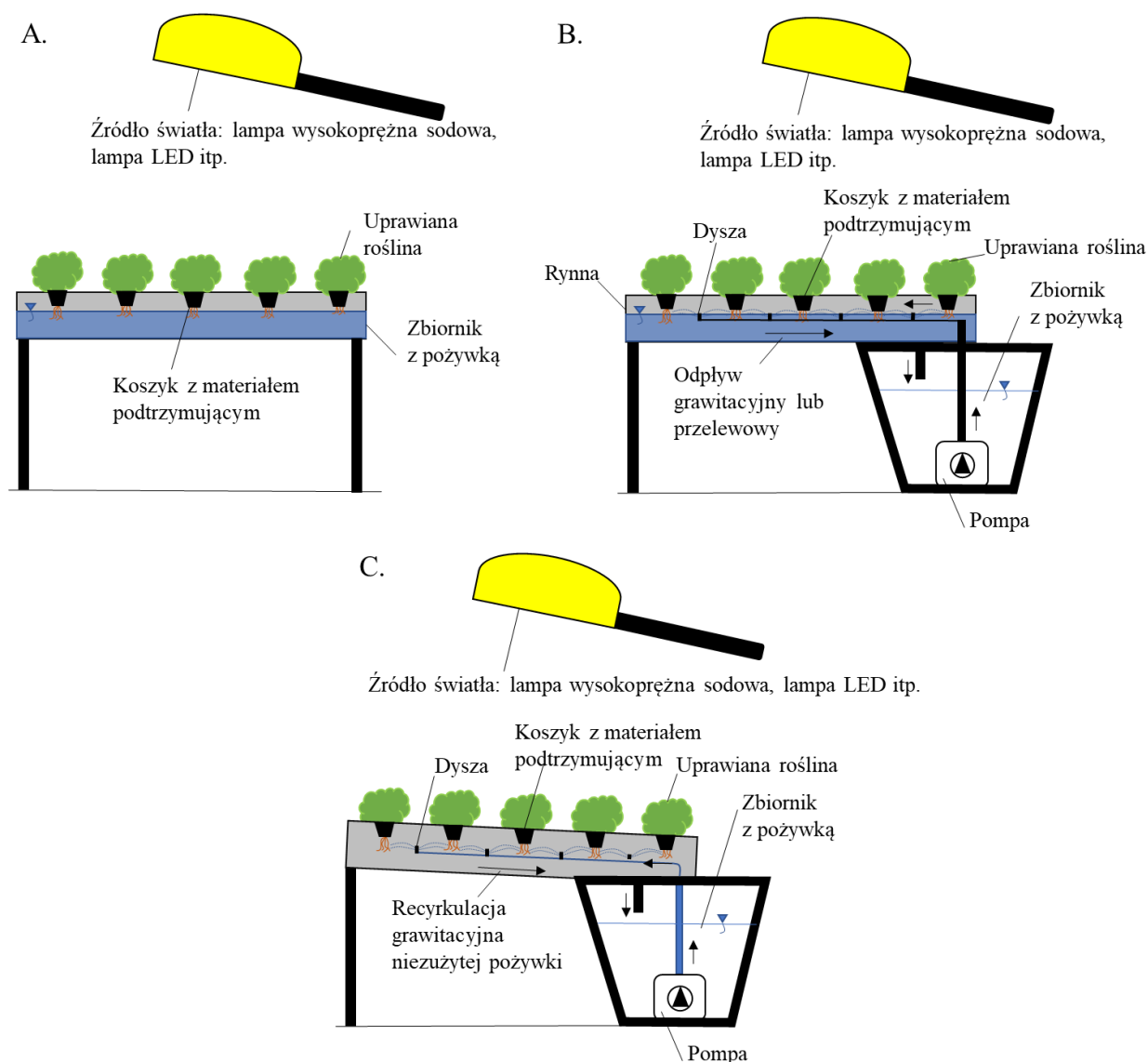
Uprawa bezglebowa (hydroponiczna) może być realizowana w wielu systemach.

Podział ogólny systemów ze względu na przepływ pożywki:

- system z pożywką stagnującą,
- system z pożywką przepływającą (z recyrkulacją pożywki lub bez),
- system aeroponiczny (zamgławiany).

Różnice pomiędzy tymi systemami przedstawiono na Rysunku 5.

Systemy bezglebowe z konwencjonalnym dostarczaniem składników odżywczych zostały zastosowane w takich projektach związanych z systemami kosmicznymi jak: BIOS-3, CEEF, SCE, MELiSSA, czy C.R.O.P (El-Nakheil i in., 2021; Escobar i Nabity, 2017; Salisbury i in., 1997; Tako i in., 2008; Tikhomirov i in., 2018; Zabel i in., 2019).



Rysunek 5. Porównanie systemów z pożywką stagnującą (A), pożywką przepływającą (B), aeroponiką (C).

System stagnujący (A) jest najstarszym i równocześnie najprostszym systemem hydroponicznym. Podstawowe składowe tego systemu to: pojemnik z pożywką, wieko z otworami na rośliny oraz źródło światła (jeśli rośliny są uprawiane wewnątrz pomieszczeń). Roślina jest umieszczana w niewielkim pojemniku z podłożem podtrzymującym (np. żwir, perlit) lub z inną konstrukcją podtrzymującą (np. siatka). Korzenie rośliny są zanurzone w wodzie przez cały czas trwania uprawy. Pożywka wewnątrz systemu nie przemieszcza się i co jakiś czas jest całkowicie wymieniana.

Systemów z pożywką przepływającą (B) można wyróżnić kilka rodzajów. Warianty różnią się między sobą w zależności od strategii dawkowania pożywki (ilość, częstotliwość dawkowania), a także ze względu na rodzaj recyrkulacji pożywki (o ile taka występuje, np. poprzez przelew lub grawitacyjny spadek). Ogólna zasada jest podobna. Pożywka w tym systemie aktywnie przepływa i zwilża strefę korzeniową rośliny. W zależności od systemu korzenie będą w wodzie cały czas lub z przerwami. Recyrkulacja pożywki może odbywać się poprzez grawitacyjny spadek rynny uprawowej lub poprzez ustawiony wewnątrz rynny przelew. Każdy z wariantów systemu przepływowego gwarantuje lepsze napowietrzenie strefy korzeniowej w porównaniu z systemem stagnującym (Bres i in., 2016).

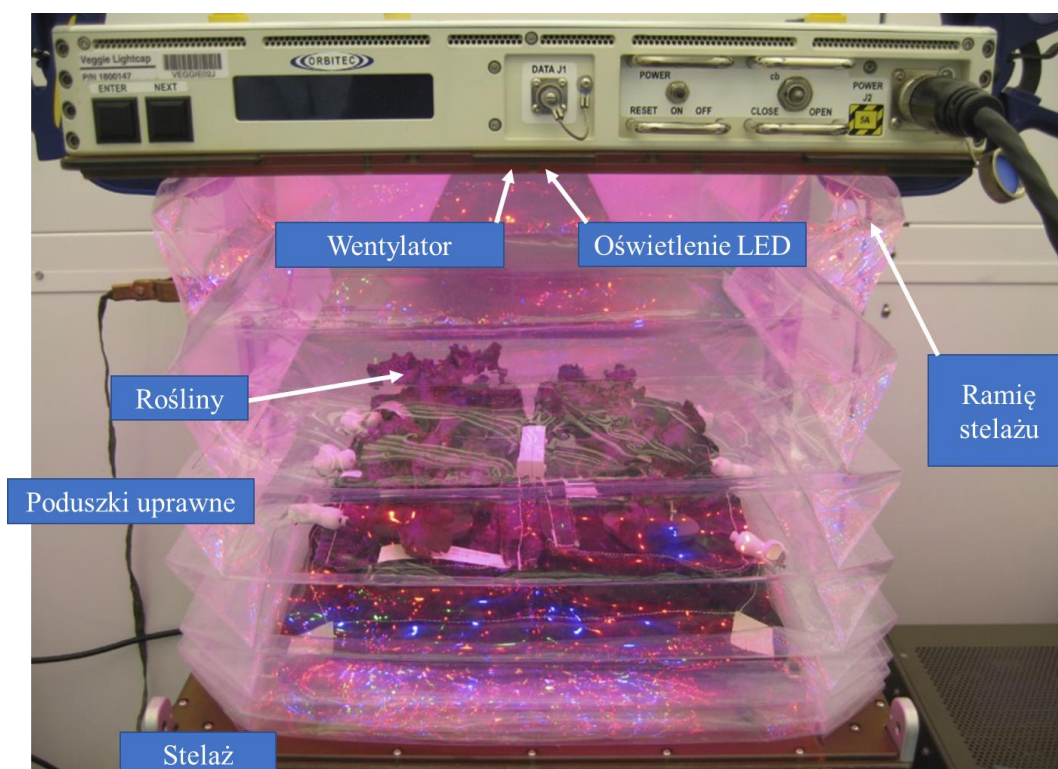
Ostatni z przedstawionych systemów to uprawa aeroponiczna (C). W tym systemie strefa korzeniowa rośliny znajduje się w środowisku powietrznym, a woda wraz ze składnikami odżywczymi dostarczana jest w postaci mgły lub aerozolu. Jest to jedyny z systemów hydroponicznych, w którym nie zachodzi antagonizm pomiędzy powietrzem, a wodą. Oznacza to, że strefa korzeniowa jest najlepiej natleniona ze wszystkich dostępnych systemów. Dostarczanie pożywki w postaci mgły gwarantuje również obniżenie zużycia wody. Z drugiej jednak strony, system ten wymaga zastosowania kosztownych i nietrwałych wysokociśnieniowych dyszy, które w krótkim czasie tracą drożność z uwagi na wytrącające się sole z roztworu. Nie wyklucza to jednak zastosowania tego systemu w obiektach kosmicznych.

Oprócz opisanych wyżej systemów inne hydroponiczne systemy dostarczania pożywki są opracowywane i oceniane przez agencje kosmiczne:

- porowaty system dostarczania składników odżywczych (PSDSO) (system aktywny),
- system nawadniania na żądanie (system aktywny),
- system poduszek uprawowych Veggie (system bierny),
- EDEN ISS system łączący aeroponikę z techniką pożywki przepływającej (system aktywny).

System PSDSO wykorzystuje ceramiczne membrany porowate, w których rośliny są wysiewane i kiełkują bezpośrednio w probówkach (Monje i in., 2019). System nawadniania na żądanie uruchamia pompę i elektromagnes wykorzystując sprzężenie zwrotne z czujnika wilgoci lub w celu utrzymania stałej wilgotności strefy korzeni w piance lub porowatej

matrycy (Monje i in., 2019). Oba te systemy zaliczane są do systemów aktywnych (z pożywką przepływającą). Inne podejście (system bierny) zostało przyjęte przy budowie systemu hydroponicznego Veggie. Wykorzystuje on siły kapilarne do transportowania pożywki do strefy korzeniowej roślin ze zbiornika wody, który musi być regularnie uzupełniany przez astronautę (zbiornik ma 2 dm³ objętości) (Massa i in., 2017). Rośliny uprawiane są w poduszkach uprawowych, umiejscowionych w workach umożliwiającym przepływ wody pomiędzy nimi. Worki połączone są zewnętrznie rurką wodną, a poduszki zawierają stałe porowate podłoże ceramiczne, które umożliwia przepływ płynu. Urządzenie Veggie przedstawiono na Rysunku 6.



Rysunek 6. System hydroponiczny Veggie [na podstawie Massa i in. (2017)].

Warto podkreślić, że przedstawione wyżej projektowane systemy uprawy hydroponicznej w kosmosie odnoszą się do pojazdów kosmicznych (Monje i in., 2003). W przeciwieństwie do nich, farmy na powierzchniach planetarnych mają być złożone z wielu dużych modułów, w których dostępny będzie znacznie większy obszar uprawowy. Ponadto bazy te, miałyby dodatkową korzyść w postaci pewnej grawitacji, np. 1/6 g na Księżycu lub 1/3 g na Marsie. Grawitacja sprawia, że stosowanie systemów hydroponicznych jest łatwiejsze do wykonania, zapewniając grawitacyjne możliwości odprowadzania wody i łagodząc takie

problemy jak odgazowywanie płynów w warunkach mikrogravitacji (ze względu na przepływ dwufazowy), a także umożliwiając lepsze rozprowadzanie wody i tlenu w strefie korzeniowej (Wright i in., 1988). Co więcej, bazy planetarne mogą wykorzystywać ważne zasoby lokalne, takie jak regolit, potencjalnie woda (z lodowych jaskiń na Marsie i prawdopodobnie na biegunach Księżyca) oraz CO₂ (na Marsie) (Monje i in., 2003). Każdy z tych zasobów pozyskanych in-situ wpłynie na ostateczny projekt technologiczny systemów.

Przykładem symulacji takiego systemu jest system EDEN ISS przetestowany w warunkach analogowych dla zamkniętego systemu kosmicznego tzn. na wspomnianej wcześniej polarnej Stacji Neumayer III (Zabel i in., 2020). EDEN ISS łączy techniki pożywki płynącej z aeroponią. Roztwór dostarczany jest do strefy korzeniowej przez wysokociśnieniowe dysze zraszające przez 30 sekund co 6 minut. Konstrukcja modułów hydroponicznych pozwala na utrzymanie się niewielkiej ilości wody w strefie korzeniowej po zakończonym okresie zamgławiania.

3.4 RODZAJE UPRAWIANYCH ROŚLIN

Różne gatunki roślin (np. rośliny bulwiaste, zboża, owoce i warzywa liściaste) zostały przetestowane jako potencjalnie odpowiednie dla produkcji żywności w kosmosie (De Pascale i in., 2021). Przy wyborze roślin brane są pod uwagę zarówno wymagania techniczne, jak i dietetyczne. Wymagania techniczne są powiązane z kwestiami biologicznymi oraz technologicznymi, ponieważ wybór gatunku lub odmiany zależy przede wszystkim od jej przydatności do uprawy w systemie bezglebowym w zamkniętym, kontrolowanym środowisku. Wybrane rośliny powinny charakteryzować się krótkim cyklem upraw, dobrą zdolnością adaptacji do czynników przestrzennych, wysoką produktywnością i odpornością na choroby (De Micco i in., 2009). Właściwości te wynikają z typowych ograniczeń misji kosmicznych. Równolegle, problemy żywieniowe wiążą się z potrzebą wspierania zdrowia astronautów poprzez dostarczanie świeżej żywności o wysokiej jakości i wartościach odżywczych.

Mauerer i in. (2016) przeprowadzili testy akceptowalności produkcyjnej roślin na antarktycznej Stacji Neumayer III. Sprawdzone jakie rośliny były najchętniej wybierane i najwyżej oceniane pod względem organoleptycznym i psychologicznym. Największym zainteresowaniem wśród badanych cieszyły się: pomidory, truskawki, papryka, ogórek, cebula, rzodkiewka, sałata i rukola. Można je znaleźć również w spisie roślin opracowanym

przez NASA, w którym pojawiają się dodatkowo: szpinak, ziemniaki, ryż, soja, zboże, cebula (Anderson i in., 2018).

Do testów na Ziemi najczęściej wykorzystywana jest sałata, szpinak, rzodkiew oraz zioła, głównie ze względu na krótki czas wzrostu, a więc możliwość uzyskania pewnych wniosków w niedługim czasie po rozpoczęciu eksperymentu (Anderson i in., 2018). Dla sałaty jest to około 28 dni, dla szpinaku 30 dni, dla rzodkiewki 25 dni od momentu przesadzenia do systemu hydroponicznego.

3.5 PARAMETRY WPLYWAJĄCE NA WZROST I UPRAWĘ ROŚLIN W SYSTEMIE BEZGLEBOWYM

Realizowanie produkcji biomasy w systemie bezglebowym daje możliwość dokładnej kontroli procesu wzrostowego poprzez ustalenie i optymalizowanie panujących w uprawie warunków środowiskowych. Jest to ogromna zaleta, gdyż daje możliwość zwiększenia produkcji i poprawy jakości plonów. W szczególności manipulowanie takimi parametrami jak:

- skład pierwiastkowy pożywki,
- pH pożywki,
- zasolenie, wyrażone jako przewodność elektryczna (EC) pożywki,
- temperatura pożywki i związana z nią zawartość tlenu w pożywce,
- parametry powietrza wewnątrz uprawy (temperatura, wilgotność, skład).

Natomiast w przypadku braku odpowiedniej kontroli i reakcji na ewentualną awarię ta zaleta może okazać się utrudnieniem skutkującym nieużytecznością całej partii plonu. Dlatego tak ważne jest zrozumienie wszystkich aspektów dotyczących poszczególnych parametrów wpływających na wzrost i uprawę roślinności w takich systemach.

3.5.1 Składniki odżywcze

Rośliny dla prawidłowego wzrostu i rozwoju potrzebują 16 podstawowych składników, które pobierają z powietrza, wody i nawozów. Są to:

- makro-elementy (węgiel (C), wodór (H), tlen (O), azot (N), fosfor (P), potas (K), siarka (S), wapń (Ca), magnez (Mg)),
- mikro-elementy (żelazo (Fe), bor (B), mangan (Mn), miedź (Cu), cynk (Zn), molibden (Mo), chlor (Cl)) (Jones, 2014).

Węgiel, wodór i tlen wchodzą w skład wszystkich związków organicznych występujących w roślinach. Pobierane są przez rośliny zwykle w formach niejonowych jako CO₂, H₂O i O₂, w odróżnieniu od pozostałych składników pokarmowych, które pobierane są w postaci jonowej. Przykładowy skład pożywki hydroponicznej pokazano w Tabeli 3.

Tabela 3. Przykładowy skład pożywki hydroponicznej (Resh, 2013).

Pierwiastek	-	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	Mg	Ca	S	Fe	Zn	B	Mn	Cu	Mo
Stężenie	mg/dm ³	165	15	50	210	45	190	65	4	0.1	0.5	0.5	0.1	0.05

Każdy z tych pierwiastków pełni ważne funkcje biochemiczne w roślinie, np. głównego budulca materiału organicznego, istotnego elementu grup funkcyjnych biorących udział w procesach enzymatycznych (C, H, O, N, S), funkcje w reakcjach przenoszenia energii (P, B), niespecyficzne funkcje ustalające potencjały osmotyczne (K, Mg, Ca, Mn, Cl), bardziej specyficzne reakcje powodujące aktywację enzymów (K, Mg, Ca, Mn, Cl), kontrolowania przepuszczalności błon biologicznych i potencjałów elektrochemicznych (K, Mg, Ca, Mn, Cl), funkcje transportowe (Fe, Cu, Zn, Mo) (Jones, 2014).

Jony są transportowane z pożywki przez korzenie poprzez proces absorpcji, który wykazuje takie cechy jak: konkurencja jonowa, antagonizm i synergizm. Efekt konkurencyjny będzie ograniczać absorpcję jednych jonów na korzyść innych. Przykładem jest uprzywilejowane pobieranie potasu w stosunku do pobierania wapnia i magnezu. Podczas obniżonego poboru azotanów, pobór chlorków, siarczanów i fosforanów będzie stymulowany. Sama szybkość absorpcji jest różna dla różnych jonów. Jony jednowartościowe (tj. K⁺, Cl⁻, NO₃⁻) są łatwiej pobierane przez korzenie niż jony dwuwartościowe (Ca₂⁺, Mg₂⁺, SO₄²⁻).

Nie mniej istotna jest forma występowania poszczególnych związków w pożywce. Szczególnie ważny jest tu azot, który w układach hydroponicznych powinien być dostarczany głównie w formie azotanów. NH₄⁺ jest magazynowany w większości w korzeniach, natomiast NO₃⁻ jest mobilny w ksylemie i może być również magazynowany w częściach jadalnych, pędach i organach spichrzowych (Raven i Smith, 1976). Dodatkowo, gdy anion NO₃⁻ jest głównym źródłem N, wówczas występuje efekt synergiczny, charakteryzujący się większym poborem kationów K⁺, Ca₂⁺ i Mg₂⁺. Jeśli głównym źródłem N jest kation NH₄⁺, to pobór kationów K⁺, Ca₂⁺ i Mg₂⁺ jest ograniczony. Ponadto, podczas gdy NO₃⁻ może być przechowywany w wakuolach bez szkodliwych skutków, NH₄⁺, a w szczególności NH₃, mogą być toksyczne dla rośliny przy dość niskim stężeniu. Większość roślin wykazuje spowolnienie

wzrostu i poważne objawy toksyczności, jeśli amon jest dominującą lub jedyną formą dostarczanego azotu (Savvas i in., 2006). Jeśli NH_4^+ jest dostępny w niewielkiej ilości, która w stosunku do całkowitego azotu nie przekracza wartości krytycznej, to może mieć to działanie stymulujące wzrost i rozwój rośliny (Bar-Tal i in., 2001; Jones, 2014; Savvas i in., 2003).

Innym źródłem azotu jest mocznik, który jednak nie jest dobrą alternatywą dla układów bezglebowych. Powoduje on niekorzystne skutki, takie jak drastyczny spadek pH pożywki, zmniejszenie pobierania składników odżywczych i możliwą toksyczność mocznika *per se* przy wyższych stężeniach (Luo i in., 1993). Mocznik jest wchłaniany przez roślinę i przechowywany w tej samej postaci lub w nietoksycznych pochodnych, takich jak alantoina (Layzell i Larue, 1982). Słaba wchłaniania, ograniczona translokacja i powolna przyswajalność mocznika podawanego hydroponicznie mogą być przyczyną zahamowania wzrostu rośliny już w fazie siewek (Tan i in., 2000).

Efekty konkurencji jonowej, antagonizmu, synergizmu, a także wybór formy podania poszczególnych pierwiastków mają ogromne znaczenie dla prawidłowego wzrostu roślin w układach bezglebowych. Wybierając proces produkcji nawozu na bazie uryny, z przeznaczeniem dla uprawy hydroponicznej, należy wziąć pod uwagę wszystkie powyższe czynniki i pamiętać, że w wyprodukowanym nawozie azotany powinny być głównym źródłem azotu.

3.5.2 pH pożywki

Wartość pH jest bardzo istotna, jeśli chodzi o odżywianie roślin, gdyż warunkuje dostępność składników pokarmowych. Gdy aniony są pobierane w wyższych stężeniach niż kationy, roślina wydziela aniony OH^- lub HCO_3^- , aby zrównoważyć ładunki elektryczne wewnątrz, co powoduje wzrost wartości pH (Marschner, 2011). Morgan (1998) podaje optymalny zakres pH od 5.0 do 7.5 dla 22 roślin, które mogą być uprawiane hydroponicznie. Zalecane wartości pH dla przykładowych roślin uprawianych bezglebowo przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 4. Zalecane wartości pH pożywki przykładowych roślin uprawianych bezglebowo.

Roślina	Zakres pH	Roślina	Zakres pH
Ogórek	5.8–6.0	Sałata	5.5–7.0
Pomidor	5.5–6.5	Truskawka	5.5–6.5
Rzodkiewka	6.0–7.0	Szpinak	5.5–6.5
Cebula	6.5–7.0	Kapusta	6.5–7.5

Istnieją różne podejścia do zarządzania kontrolą pH. Część badaczy jest zwolennikami stałego dostosowywania pH pożywki do optymalnego dla rośliny. Może to zakłócić naturalną umiejętność rośliny do zwiększenia zdolności absorpcji jonów. Dlatego niektórzy sugerują, że pH pożywki nie powinno być stale regulowane, a zamiast tego powinno być dopuszczone do poszukiwania własnego poziomu w sposób naturalny.

3.5.3 Zasolenie (EC) pożywki

W literaturze zasolenie wyrażane jest w różny sposób. Niektóre przykłady to ilość soli nieorganicznych wyrażona w g/dm^3 , przy użyciu pomiarów przewodności lub ciśnienia osmotycznego. Konduktywność (przewodność elektryczna) jest definiowana jako odwrotność rezystywności znormalizowanej do sześcienu o boku 1 cm cieczy w określonej temperaturze. Jednostką jest Siemens na cm (S/cm) (Miller i in., 1988). Innym sposobem wyrażenia zawartości soli w roztworze jest ciśnienie osmotyczne. Ciśnienie osmotyczne jest to ciśnienie generowane przez osmotyczny przepływ wody przez błonę półprzepuszczalną. W praktyce hydroponicznej najczęściej stosowana jest przewodność elektryczna, czyli EC.

Idealny zakres EC dla hydroponiki wynosi od 1.5 do 3.0 mS/cm (Jones, 2014). Wyższe EC może ograniczać wchłanianie się składników odżywczych z powodu ciśnienia osmotycznego, a niższe EC (ze względu na odpowiadającą temu niską zawartość składników odżywczych) wpłynie na jakość i ilość plonów. Podczas uprawy, kiedy rośliny pobierają składniki odżywcze i wodę, EC pożywki będzie się zmieniać.

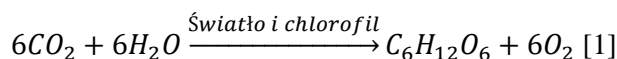
3.5.4 Temperatura pożywki i dostępność tlenu

Temperatura pożywki wpływa na rozpuszczalność nawozu i zdolność korzeni do pobierania wody i składników odżywczych. Każdy gatunek rośliny ma optymalną temperaturę do wzrostu, która zwykle mieści się w przedziale 23–26°C (Anderson i in., 2018). Temperatura pożywki ma również bezpośredni związek z ilością tlenu zużywanego przez

rośliny, którego zużycie wzrasta wraz ze wzrostem temperatury. Jednocześnie wraz ze wzrostem temperatury wody, maleje ilość rozpuszczonego w niej tlenu. Gdy natlenienie strefy korzeniowej nie jest odpowiednie, względne stężenie CO₂ w środowisku korzeni wzrośnie, powodując zmianę pH pożywki (Jones, 2014).

3.5.5 Światło

Proces fotosyntezy przebiega w roślinach dwuetapowo: etap fazy jasnej i etap fazy ciemnej. Konieczne jest zatem zapewnienie naprzemiennych warunków oświetlenia i ciemności. Faza jasna polega na przekształceniu energii światła w energię wiązań chemicznych dwóch związków chemicznych: ATP i NADPH. W fazie ciemnej energia zgromadzona w ATP i NADPH, wykorzystywana jest do przekształcenia dwutlenku węgla do prostych związków organicznych. Najogólniej można powiedzieć, że proces fotosyntezy polega na przekształcaniu energii świetlnej w energię chemiczną, z udziałem chlorofilu i światła, co ilustruje poniższy wzór:



W wyniku reakcji chemicznych z prostych związków nieorganicznych, takich jak dwutlenek węgla, woda i rozpuszczone w niej sole mineralne, powstają związki organiczne - węglowodany (czyli cukry proste i złożone), białka, tłuszcze i barwniki. Produktem ubocznym procesu jest tlen, oddawany przez rośliny do atmosfery.

Na szybkość procesu fotosyntezy wpływają czynniki zewnętrzne, takie jak temperatura powietrza, ruch powietrza nad powierzchnią liści, poziom CO₂ w powietrzu wokół liści, natężenie światła i jego długości fali oraz stan wody w roślinie. Fotosynteza zachodzi głównie w zielonych (zawierających chlorofil) liściach, ponieważ mają one aparaty szparkowe. Liczba aparatów szparkowych na powierzchni liści oraz to, czy są one otwarte czy zamknięte, również wpływa na tempo fotosyntezy. Liście o wysokim turgorze, przy ciągłym ruchu powietrza i z otwartymi aparatami szparkowymi będą miały najwyższy wskaźnik fotosyntezy.

Zatem dostarczenie światła o odpowiedniej długości fal i intensywności jest w systemach kosmicznych bardzo istotne. Światło słoneczne można zastąpić lampami wysokoprężnymi, sodowymi o intensywności 15000–40000 luksów, w zależności od rośliny i fazy wzrostu (Gopinath i in., 2017). Alternatywą jest zastosowanie (w ostatnim czasie szczególnie popularnych) lamp LED (Srivani i Manjula, 2019). Większość stosowanych

świąteł LED to światła czerwone lub niebieskie ze względu na widma absorpcji przez chlorofil (Anderson i in., 2018).

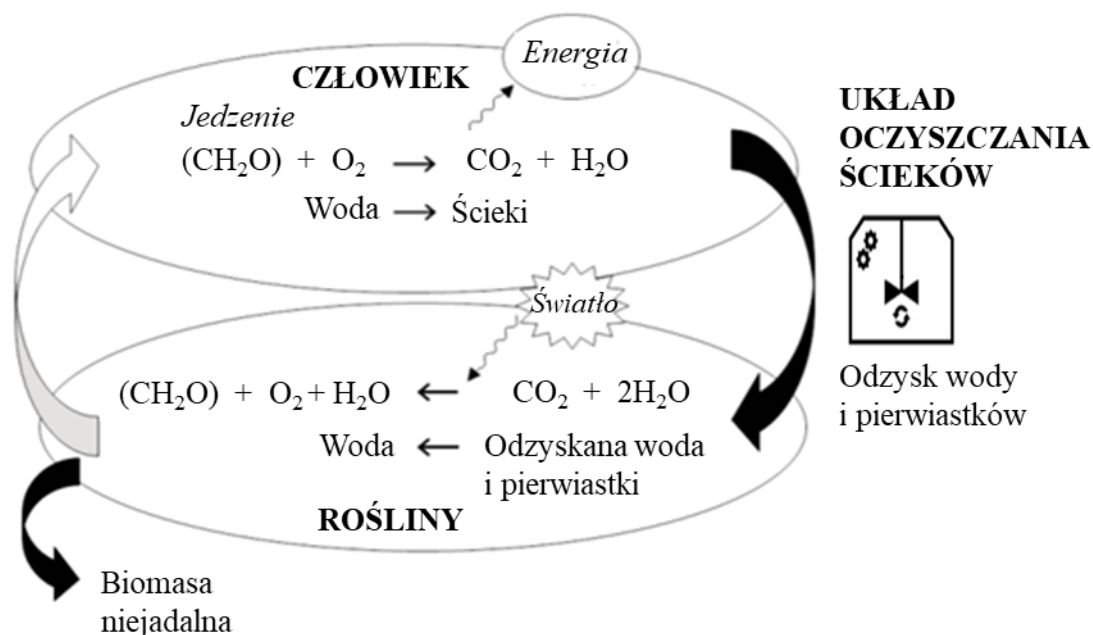
Nie mniej ważny jest czas naświetlania roślin. Naświetlanie przez co najmniej 8 godzin dziennie jest konieczne, aby zagwarantować odpowiedni wzrost. Przeprowadzono wiele badań mających na celu optymalizację czasu naświetlania roślin (He i in., 2020; Miyazawa i in., 2008; Zhang i in., 2018). Sałata, szpinak i rzodkiew najlepiej wzrastały, gdy podczas bezglebowej uprawy otrzymywały 16 h światła i 8 h ciemności (Anderson i in., 2018). Dla pomidora i truskawki najlepiej sprawdzał się schemat 12 h światła i 12 h ciemności (Anderson i in., 2018).

3.5.6 Parametry powietrza wewnątrz uprawy – temperatura, wilgotność, stężenie CO₂

Zapewnienie odpowiednich parametrów powietrza w pomieszczeniu uprawowym jest kluczowe dla uzyskaniu plonu o odpowiedniej jakości. Temperatura i wilgotność względna powietrza wpływają bowiem na metabolizm roślin poprzez proces transpiracji. Optymalna temperatura dla wszystkich roślin mieści się w przedziale 15–25°C (Anderson i in., 2018). Natomiast optymalna wilgotność względna to 40–80% w zależności od fazy wzrostu (Jones, 2014). Ważne jest także zachowanie odpowiedniego stężenia CO₂, gdyż zależy od tego przebieg procesu fotosyntezy (Srivani i Manjula, 2019). Badania na pomidorach wykazały również, że stężenie CO₂ do 400–500 ppm w maksymalnym stopniu kontroluje tempo fizjologicznego zaburzenia typu chlorozy i poprawia tempo wzrostu (Jones, 2014). Przy stężeniach poniżej 120 ppm zaburzenia fizjologiczne były obecne (Jones, 2014).

4. NAWOZY W SYSTEMACH KOSMICZNYCH

Jak wykazano w poprzednich rozdziałach, istnieje potrzeba uprawy roślin wyższych, połączona z produkcją nawozu potrzebnego do tej uprawy w obiekcie kosmicznym (np. poprzez odzysk wody i pierwiastków ze ścieków). Rysunek 7 przedstawia uproszczony schemat, pokazujący symbiozę cyklu produkcji nawozów przy użyciu układu oczyszczania ścieków (w tym pochodzenia metabolicznego od ludzi) dla uprawy roślinności w systemach kosmicznych.



Rysunek 7. Uproszczony schemat przedstawiający produkcję nawozów w systemach kosmicznych jako powiązania pomiędzy człowiekiem, uprawą, a układem oczyszczania ścieków [na podstawie Paradiso i De Pascale (2021)].

Nawóz zawierający składniki odżywcze i wodę może być produkowany przy użyciu procesów oczyszczania/przetwarzania takich strumieni jak uryna, woda szara lub odpady stałe (kał czy niejadalnych części roślin). CO_2 wytwarzany podczas oddychania załogi (jak i innych procesów) może być wykorzystywany w uprawie roślinności w procesie fotosyntezy, której produktem będzie O_2 wykorzystywany przez załogę. Wyhodowana biomasa składać się będzie z 50–95% części jadalnych (w zależności od gatunku rośliny), natomiast niejadalna pozostałość wymagać będzie osobnego przetwarzania, w celu odzysku niezbędnych substancji. Około 90% wody pobranej przez rośliny zostanie oddane w procesie transpiracji (Poulet i in., 2016). Woda ta będzie wychwytywana przez pokładowe systemy osuszania w celu

ponownego wykorzystania, ze względu na swoją wysoką jakość w porównaniu z pozostałymi strumieniami ścieków (Hoehn i in., 2003). Szczegółową charakterystykę poszczególnych strumieni przedstawiono w kolejnym podrozdziale.

4.1 RECYKLING STRUMIENI ŚCIEKÓW JAKO KLUCZOWY ELEMENTY PROCESU PRODUKCJI NAWOZÓW

W obieku kosmicznym powstają trzy główne rodzaje ścieków, które mogą być wykorzystane w uprawie bezglebowej: uryna, woda szara oraz woda odzyskana z powietrza (kondensat, woda z transpirująca z roślin). Dwoma najważniejszymi rodzajami odpadów stałych są niejadalne części roślin oraz kał pochodzący od ludzi.

Około 90% azotu, 70% fosforu i 75% potasu wydalanych z organizmu człowieka znajduje się w urynie (Heinonen-Tanski i van Wijk-Sijbesma, 2005; Krak i Bhattacharyya, 2011). Zarówno skład, jak i objętość uryny mogą różnić się między poszczególnymi osobnikami. Do czynników wpływających na parametry jakościowo-ilościowe zalicza się: płeć, wiek, miejsce bytowania, stan zdrowia oraz dietę (Jönsson i in., 2015; Krak i Bhattacharyya, 2011; Taylor i Curhan, 2006; Schouw i in., 2002; Tuantet i in., 2014). Kolejnym czynnikiem jest grawitacja, która wpływa na regulację płynów w organizmie i może powodować różnice w składzie, ilości i jakości uryny (Lutwak i in., 1969). Środowisko mikrogravitacji może zmniejszyć uczucie pragnienia astronautów, a co za tym idzie objętość przyjmowanych płynów, powodując zmniejszenie diurezy. Układ wydalniczy, kostny i mięśniowy adaptują się do nowych warunków, powodując zwiększone wydalanie wapnia, magnezu, potasu i azotu w urynie (Clément, 2011; Grigoriev i in., 1994).

Do badań nad oczyszczaniem uryny w systemach kosmicznych zwykle wykorzystuje się uśrednione wartości składu i objętości uryny (Anderson i in., 2018). Jako średni strumień objętości wydalany przez jednego człowieka na dzień przyjmuje się zwykle 1.5 dm³ (Anderson i in., 2018). W Tabeli 5 przedstawiono uśrednioną (na podstawie przywołanej literatury) charakterystykę stężeń charakterystycznych pierwiastków w urynie. Uryna, w przeciwieństwie do kału, jest praktycznie jałowa i dlatego stwarza ograniczone ryzyko rozprzestrzeniania się chorób mikrobiologicznych (Ganesapillai i in., 2016; Grunbaum i Whiz, 2010). Dlatego strumień ten jest zwykle przetwarzany oddzielnie od kału (Volpin i in., 2020). Biorąc pod uwagę powyższe czynniki, uryna wydaje się być najlepszym źródłem składników odżywczych potrzebnych do produkcji nawozu (Grunbaum i Whiz, 2010).

Tabela 5. Średnie stężenia makro-składników odżywczych w ludzkiej urynie (śr. wartość \pm odchylenie standardowe (n–liczba wartości referencyjnych)).

Pierwiastek	Średnie stężenie obliczone na podstawie danych literaturowych, mg/dm ³	Referencje
N	6.97 \pm 3.59 (7)	Akpan-Idiok i in. (2012); Etter i in. (2011); Höglund i in. (2000); Jönsson i in. (1997); Jönsson i in. (2005); Kemacheevakul i in. (2011); Meinzinger and Oldenburg (2009); Pradhan i in. (2009); Pronk and Kone (2009); Tilley i in. (2008); Tuantet i in. (2014); Wilsenach and Loosdrecht (2002)
P	0.70 \pm 0.49 (7)	
K	2.11 \pm 0.89 (8)	
Ca	0.135 \pm 0.72 (7)	
S	0.53 \pm 0.40 (6)	
Mg	0.13 \pm 0.33 (6)	
Na	2.46 \pm 1.21 (7)	
Cl	4.77 \pm 2.79 (6)	

Drugim strumieniem jest woda szara, czyli ścieki pochodzące z takich czynności jak: kąpiele, utrzymanie higieny, pranie czy zmywanie naczyń (Al-Hamaiedeh i Bino, 2010). Warto zauważyć, że zarówno w systemach kosmicznych, jak i w ziemskich gospodarstwach domowych woda szara stanowi 50–80% całkowitego zużycia wody (Anderson i in., 2018; Blersch and Kangas, 2003; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wickman, 2007; Wydeven i Golub, 1990; Xie i in., 2017). Czyni ją to największym pod względem objętości strumieniem generowanym w przyszłej kolonii pozaziemskiej oraz kluczowym dla zamknięcia obiegu i zmniejszenia masy systemu. Jednym z głównych problemów jest fakt, że trudno przewidzieć jego dokładną ilość i skład. Przyszła kolonia pozaziemska będzie charakteryzować się zupełnie inną produkcją wody szarej, niż obecnie działająca ISS, czy nawet przyszła Gateway. W literaturze dotyczącej przyszłej kolonii pozaziemskiej szacuje się objętości produkowanej wody szarej w przedziale 14.36 – 44.3 dm³ na dzień na osobę (Anderson i in., 2018; Blersch and Kangas, 2003; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wickman, 2007; Wydeven i Golub, 1990; Xie i in., 2017). Najważniejszymi zanieczyszczeniami znajdującymi się w wodzie szarej są surfaktanty. Linke (2009) definiuje surfaktanty („środki powierzchniowo czynne”) jako środki zwilżające, które obniżają napięcie powierzchniowe cieczy oraz napięcie międzyfazowe między dwiema cieczami. W badaniach związanych z technologiami kosmicznymi stosowane są wyłącznie anionowe środki powierzchniowo czynne tj.: liniowy sulfonian alkilobenzenu (LAS), który później został zamieniony na metylokoilotaurynian sodu (SMCT), dodecylobenzenosulfonian sodu (SDBS)

Układ nityfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

oraz laurylosiarczan sodu (SLES) w stężeniach od 500 do 2000 mg/dm³ (Anderson i in., 2018; Sharvelle i in., 2004; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wydeven i Golub, 1990). Inne związki, które występują w wodzie szarej to: kwas octowy, mocznik, kwas mlekowy i kwas propionowy. Mogą występować także: dwuwęglan, chlorki, sól, fosforany, magnez, siarczany i żelazo (Anderson i in., 2018; Sharvelle i in., 2004; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wydeven i Golub, 1990).

Trzecim strumieniem odpadów, który będzie generowany w przyszłej kolonii pozaziemskiej, jest kondensat. O ile skondensowana woda pochodząca wyłącznie z uprawy roślinnej może mieć wysoką jakość (Hoehn i in., 2003), to produkty pochodzenia ludzkiego (np. produkty oddychania, pot, ślina itd.) mogą wprowadzać do systemu zanieczyszczenia. Na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej głównymi zanieczyszczeniami w skroplonej wodzie są rozpuszczone substancje organiczne, amoniak, mikroorganizmy i inne związki tj. Dimethylsilanediol (Muirhead i Carter, 2018; Straub i in., 2016). Należy jednak pamiętać, że strumień kondensatu na ISS jest bardzo stężony (około 2 dm³ na osobę na dobę), a strumień wody pochodzącej z uprawy roślin będzie znacznie większy, więc nawet jeśli produkty pochodzenia ludzkiego również zostaną wyłapane to będą one znacząco rozcieńczone. Udowodniły to badania Xie i in. (2017).

Fortson i in. (1994) przedstawili szczegółowe dane dotyczące skroplonej wody transpirującej z komory produkcji biomasy (BPC) ekosystemu zamkniętego w NASA. Komora ta ma 113 m³ objętości i przy uprawie pszenicy jej dzienne współczynniki kondensacji wahają się w zakresie od 23 do 84 dm³/d. Przykładowy skład uzyskany w komorze uprawowej, w której uprawiano ziemniaki, przedstawiono w Tabeli 6.

Tabela 6. Przykładowy skład wody odzyskanej z uprawy bezglebowej roślin w BPC NASA (na podstawie Fortson i in. (1994).

Parametr	Jednostka	Pomiar w kondensacie
pH	-	6.5
As	mg·dm ⁻³	0.06
Cd		0.049
Ca		1.26
Cr		0.01
Cu		0.96
Fe		0.08
Pb		0.02
Mg		0.09
Mn		0.08
Ni		0.02
N-NO ₃		0.02
K		7.31
Se		0.03
Zn		1.86

Analizując dane otrzymane z BPC można zauważyć, że gatunek uprawianej rośliny może mieć wpływ na skład kondensatu (Goto, 1997). Na przykład kondensat pochodzący z komory, w której uprawiano pszenicę, miał wyższe stężenia potasu, wapnia i cynku w porównaniu z eksperymentami, w których uprawiano ziemniaki. Wyższe stężenia miedzi, kadmu i cynku związane były z bezpośrednim wypłukiwaniem tych pierwiastków z systemu skraplania, w którym użyto miedzianych węzownic kondensacyjnych i lutu z kadmem i cyną (Goto, 1997). Obok zanieczyszczeń metalami, innymi parametrami budzącymi zastrzeżenia były niewielkie ilości bakterii. Skład wody odzyskanej z transpiracji roślin w przyszłej kolonii pozaziemskiej zależeć zatem będzie od: wielkości i rodzaju uprawy, gatunków uprawianych roślin i rodzaju zastosowanego systemu do skraplania wody.

Pierwszym z odpadów stałych generowanych w obiektach kosmicznych jest kał. Szacuje się, że dobowe wydalanie z kałem wynosi średnio 123 g mokrej masy na osobę (Anderson i in., 2018). Przyjmuje się, że mokra masa będzie mieścić się w przedziale 110–170 g, przy zawartości substancji stałych w zakresie od 25 do 45 g (Anderson i in., 2018). Wignarajah i in. (2006) wykazali jak istotnie wpływa dieta na w skład i ilość wydalanego kału. Wydeven i Golub (1991) przyjęli, że suszone ludzkie odchody składają się z 14–33% martwych bakterii, 10–20% tłuszczów, 10–33% materii nieorganicznej, 2–3% białek i 25–40% resztek żywności i składników soków trawiennych. pH kału wynosi 6.9–7.7 (Webb, 1964). Typowy kał składa się z 20–50% fosforu, 10–20% azotu, a także 10–20% potasu (Vinnerås,

2002). Dane pokazują, że 50% azotu w kale jest rozpuszczone, a 20% występuje w formie amoniaku (Trémolières i in., 1961). Pozostała ilość to azot w żywych bakteriach oraz azot organiczny w kwasie moczowym i enzymach (Lentner i in., 1981). W przypadku fosforu główna część to mineralne fosforany wapnia (Fraústo da Silva i Williams, 1997). Kał zawiera również 70–90% wydalanych metali ciężkich (Vinnerås, 2001; WHO, 1993). Na przykład ok. 70% żelaza jest wydalane z kałem (Hinghofer-Szalkay i König, 1992). Kał zawiera również większość patogenów wydalanych z organizmu człowieka (WHO, 2006). Z tego względu jest on zwykle przetwarzany w odrębnym podsystemie niż uryna czy woda szara. Mimo, że obecnie nie odzyskuje się z tego strumienia wody ani składników odżywczych, w przyszłych systemach będzie to konieczne (Anderson i in., 2018).

Ostatnim potencjalnym źródłem wody i składników odżywczych są niejadalne części roślin. Podobnie jak kał zazwyczaj są one przetwarzane w osobnym podsystemie. Ich ilość i skład są ściśle powiązane z rodzajem uprawianych roślin i wielkością uprawy. Garland i in. (1997) oszacowali, że produkcja części niejadalnych może wynosić 300–600 g suchej masy na osobę na dzień. Mimo założenia diety mieszanej, wartość ta jest około 20 razy większa niż szacunki dotyczące suchej masy kałowej. Trudno jednak dokładnie szacować wielkość tego odpadu, nie znając założeń misji w postaci wielkości produkcji biomasy oraz rodzaju uprawianych roślin. Rośliny mają różne stosunki części niejadalnych do jadalnych, różne uwodnienie części niejadalnych, a także skład pierwiastkowy (Anderson i in., 2018; Jones i in., 2014).

4.2 PRZEGLĄD SYSTEMÓW PRODUKCJI NAWOZÓW W SYSTEMACH KOSMICZNYCH DLA UPRAWY BEZGLEBOWEJ

Klasyfikacji różnych rozwiązań technologicznych w produkcji nawozów dla uprawy bezglebowej w systemach kosmicznych jest trudna, gdyż istnieje stosunkowo niewiele badań na ten temat. Większość prac koncentruje się jedynie na procesach odzysku wody w systemach kosmicznych. Taki stan rzeczy nie dziwi, biorąc pod uwagę, że projektowana okołoksiężycowa stacja Gateway³ nie będzie uwzględniać uprawy roślinności jako formy produkowania jedzenia. Tak więc kwestia produkcji nawozu jest nadal zagadnieniem odległym (Crusan i in., 2019; Schneider i in., 2020).

Istnieje zaledwie kilka zintegrowanych i niezintegrowanych (czyli nie realizowanych w tym samym miejscu) eksperymentów produkcji nawozu i wykorzystania go w uprawie bezglebowej w aplikacji kosmicznej. Przegląd rozwiązań produkcji nawozów dla uprawy bezglebowej dla systemów kosmicznych przedstawiono w Tabeli 7.

³ Stacja Gateway jest częścią programu Artemis (NASA). Będzie służyła jako wielofunkcyjna placówka krążąca wokół Księżyca, zapewniająca niezbędne wsparcie dla przyszłego, długoterminowego bytowania człowieka na jego powierzchni. Dodatkowo będzie służyć jako przystanek pośredni dla głębokiej eksploracji kosmosu. Źródło: <https://www.nasa.gov/gateway>

Tabela 7. Przegląd rozwiązań produkcji nawozów dla uprawy bezglebowej dla systemów kosmicznych.

System (czas trwania misji; wielkość załogi) <i>Referencje</i>	Jednostka organizująca	Produkcja nawozu	Rodzaj uprawy
BIOS-3 (4-6 miesięcy, 2-3 członków załogi) <i>Escobar i Nability (2017); Salisbury i in. (1997)</i>	Instytut Biofizyki Syberyjskiego Oddziału Rosyjskiej Akademii Nauk	Nawóz dostarczany na początku misji. Woda do rozpuszczenia nawozów odzyskiwana ze strumienia transpirującego oraz poprzez proces filtracji wody szarej. Jako dodatek dodawana nieoczyszczona uryna do uprawy zboża.	Uprawa bezglebowa: 63 m ² (zboża, warzywa, rośliny oleiste)
CEEF (3x7dni, 2 członków załogi) <i>Escobar i Nability (2017); Tako i in. (2008)</i>	JAXA	Woda do uzupełniania pożywki odzyskiwana ze strumienia transpirującego. Odzysk pierwiastków i wody ze zużytej pożywki poprzez zastosowanie układu membranowego (MF+UF+RO).	Uprawa bezglebowa: 150 m ² (zboża, warzywa, rośliny oleiste)
SCE (6 miesięcy, 1 członek załogi) <i>Tikhomirov i in. (2018)</i>	Instytut Biofizyki Syberyjskiego Oddziału Rosyjskiej Akademii Nauk	Zaawansowane procesy utleniania fizykochemicznego (spalanie mokre) uryny, kału i części niejadalnych roślin. Dodatkowa suplementacja pierwiastków z zewnątrz.	Uprawa bezglebowa: 1.1 m ² (zboża i soliródka zielnego <i>Salicornia europaea L.</i>); Uprawa glebowa: 1.1 m ² (warzywa)
MELISSA (system niezintegrowany) <i>Produkcja nawozu: De Paepe i in. (2018) Uprawa bezglebowa: El-Nakheil i in. (2021)</i>	ESA	1° Proces nityfikacji uryny w Membranowym Tlenowym Reaktorze z biomasą przytwierdzoną do ruchomych nośników. 2° Elektrodializa znityfikowanego strumienia.	Uprawa bezglebowa np. sałaty (15 główek sałaty)
C.R.O.P. (system niezintegrowany) <i>Produkcja nawozu: Bornemann i in. (2018) Uprawa bezglebowa: Zabel i in. (2019)</i>	DLR	Proces nityfikacji w złożach zraszanych	Uprawa bezglebowa pomidora (3 eksperymenty po 48 pomidorów karłowatych Micro-Tina)

Układ nityfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

Oprócz przedstawionych wyżej projektów istniały jeszcze inne, jak np. Biosphere 2 NASA czy Lunar Palace 1 Chińskiej Narodowej Fundacji Nauk Przyrodniczych. Obiekty te, mimo, że zostały zbudowane z naciskiem na uprawę in situ roślin wyższych dla przyszłych baz księżycowych lub marsjańskich, zakładały jednak uprawę glebową lub „glebo-podobną” (Guo i in., 2017; Xie i in., 2017) i dlatego nie zostały uwzględnione w niniejszym przeglądzie.

Pierwszą częściową produkcję nawozów dla uprawy bezglebowej zrealizowała Rosja w programie Hybrydowego Systemu Biosfery (BIOS), który był zamkniętym, dużoskalowym, analogowym środowiskiem obsługiwany przez ludzi (Escobar i Nabity, 2017; Salisbury i in., 1997). W pierwszych fazach projektu wykorzystywano mikroalgi i rośliny wyższe do zaspokojenia zapotrzebowania człowieka na tlen (BIOS-1 i BIOS-2), a później uprawę rozszerzono o produkcję żywności na bazie roślin (BIOS-3). Pierwiastki potrzebne do stworzenia pożywki zabierane były na pokład na początku misji. Wodę do rozpuszczenia nawozów odzyskiwano ze strumienia transpirującego (woda transpirująca z roślin) oraz ze strumienia wody szarej (wykorzystując jedynie proces filtracji). Do bezglebowej uprawy zboża dawkowana była nieprzetworzona ludzka uryna, która miała wspierać proces wzrostu roślin (Salisbury i in., 1997).

Kolejnym projektem był Closed Ecological Experiment Facility (CEEF) Japońskiej Agencji Eksploracji Kosmosu (JAXA) (Escobar i Nabity, 2017; Tako i in., 2008). Niezużyta pożywka z uprawy bezglebowej trafiała na układ membranowy mikrofiltracji (MF), ultrafiltracji (UF) i odwróconej osmozy (RO). Wodę transpirowaną odzyskiwano w postaci kondensatu i wykorzystywano z powrotem jako nośnik składników odżywczych.

Inny rosyjski program, SCE, wykorzystywał technologię mokrego spalania odpadów metabolicznych (uryna, kał) oraz niejadalnych części roślin (Tikhomirov i in., 2018). Płynne produkty mineralizacji zmieszane z odzyskaną wodą transpirującą trafiały w formie pożywki do komór uprawowych. Ponieważ roztwory te nie zaspokajały wszystkich fizjologicznych potrzeb roślin, brakujące pierwiastki uzupełniane były z zewnątrz. Rośliny uprawiane bezglebowo wykazywały oznaki zahamowania wzrostu, spowodowanego pogorszeniem jakości pożywki. Ponieważ wszystkie pierwiastki mineralne w roztworze były utrzymywane na optymalnym dla roślin poziomie, tendencja ta była prawdopodobnie spowodowana stopniową akumulacją w roztworze związków organicznych pochodzących z mineralizacji odpadów (Tikhomirov i in., 2018).

Największym europejskim projektem związanym z zamkniętym systemem podtrzymania życia w kosmosie jest projekt Micro-Ecological Life Support System Alternative (MELiSSA). Jest to koncepcja złożonego systemu podtrzymującego życie w przyszłych rozwiniętych obiektach kosmicznych. System składa się z szeregu podsystemów umożliwiających wiązanie dwutlenku węgla, produkcję tlenu, rozkład odpadów oraz produkcję żywności przez rośliny wyższe i cyjanobakterie (De Paepe i in., 2018; Gòdia i in., 2004; Verbeelen i in., 2021). Odpady stałe przetwarzane są w beztlenowej komorze fermentacyjnej, w której produkowane są lotne kwasy tłuszczowe i CO₂. Produkty fermentacji trafiają następnie do fotobioreaktora w którym są wykorzystane do fotoasymilacji przez bakterie fotoheterotroficzne *Rhodospirillum Rubrus* (Alloul i in., 2019). Proces ten służy do produkcji białka mikrobiologicznego. Nawóz dla roślin wyższych produkowany jest z uryny w membranowym reaktorze nityfikacyjnym z biomasą przytwierdzoną do ruchomych nośników (Christiaens i in., 2018; De Paepe i in., 2018; De Paepe i in., 2020; El-Nakheil i in., 2021). Woda odzyskana z procesu transpiracji ma służyć jako woda przeznaczona do picia i woda uzupełniająca do nawozów. Po zakończeniu badań nad poszczególnymi podsystemami będą one integrowane w instalacji pilotażowej na Uniwersytecie w Barcelonie.

Niemieckie Centrum Lotnictwa i Kosmonautyki (DLR) zainicjowało projekt na mniejszą skalę – Combined Regenerative Organic-food Production (C.R.O.P.[®]). Wykorzystuje on znitryfikowaną urynę do uprawiania roślin bezglebowo. Do produkcji nawozu dla bezglebowej uprawy wykorzystuje się proces nityfikacji uryny na złożu zraszonym (Bornemann i in., 2018). Tak pozyskany nawóz wykorzystano z sukcesem w uprawie pomidora karłowatego oraz ogórka (Bornemann i in., 2021; Zabel i in., 2019). System ten również nie jest zintegrowany, tzn. nawóz produkuje się w Instytucie Medycyny Kosmicznej w Kolonii, natomiast uprawa prowadzona jest w Bremie.

Biorąc pod uwagę produkcję nawozu dla uprawy bezglebowej optymalnym podejściem charakteryzują się projekty C.R.O.P.[®] i MELiSSA. Wykorzystanie procesu nityfikacji uryny do produkcji płynnego nawozu gwarantuje otrzymanie stabilnego i bogatego w azotany strumienia.

4.3 WYBÓR STRATEGII ROZCIĘNZANIA ZNITRYFIKOWANEGO STRUMIENIA

Kwestią otwartą jest jakiego strumienia użyć do rozcieńczenia znitryfikowanego strumienia, tak aby stężenia poszczególnych pierwiastków odpowiadały zapotrzebowaniu roślin. Może być nim woda odzyskana z transpiracji roślin lub woda szara. Jeśli wybierze się wodę szarą, to kolejną kwestią jest, czy poddać ją oczyszczaniu w reaktorze biologicznym zmieszaną razem z uryną, podawać na uprawę w postaci nieoczyszczonej czy też użyć oddzielnego procesu oczyszczania.

Bezpośrednie stosowanie wody zanieczyszczonej surfaktantami zostało przebadane w uprawach glebowych z dobrymi wynikami, takimi jak lepszy plon kukurydzy (Chaichi i in., 2015), poprawa efektywności wykorzystania składników odżywczych w sałacie (Baratella i in., 2016) czy zwiększona powierzchnia liści sałaty (Trinchera i Baratella, 2018). Jednak stosowanie surfaktantów może również powodować obniżenie wskaźnika plonowania (lub zaburzenie pobierania składników odżywczych, zwłaszcza gdy stężenie surfaktantów jest wysokie (Baratella i in., 2016). Badania sałaty uprawianej na szarej wodzie prowadzono zarówno w uprawie glebowej (np. Sawadogo i in. (2014), Salukazana i in. (2005), Misra i in. (2010)) oraz bezglebowej (Allende i Monaghan, 2015; Bubenheim i in., 1997; Eregno i in., 2017; Garland i in., 2000; Garland i in., 2004; Sawadogo i in., 2014).

Wpływ na uprawę bezglebową trzech uwzględnianych w misjach kosmicznych surfaktantów został zbadany przez Bubenheim i in. (1997), Garland i in. (2000), Garland i in. (2004). Bubenheim i in. (1997). Testowali oni ówczesnie projektowany dla misji kosmicznych anionowy środek powierzchniowo czynny i odnotowali supresję korzeni sałaty w ciągu 24 godzin ekspozycji na 0.25 g/dm^3 LAS. Ten sam surfaktant został użyty w ziemskich badaniach Sawadogo i in. (2014). W ich badaniach dawkę śmiertelną zaobserwowano przy stężeniu 0.678 g/dm^3 . Garland i in. (2000) w badaniach uprawy hydroponicznej sałaty na wodzie szarej zastosowali anionowy surfaktant SMCT. Plon był obniżony o 20–28% w stosunku do referencyjnego, w zależności od konfiguracji dozowania (stężenia surfaktantu: $0.24\text{--}0.84 \text{ g/dm}^3$). W kolejnych badaniach autorzy przebadali SLES w bezglebowej uprawie pszenicy karłowatej (Garland i in., 2004) i również wykazali zmniejszenie wzrostu rośliny o 13% (dozowanie dynamiczne $1\text{--}3 \text{ g}$ roztworu o stężeniu 0.30 g/dm^3 na m^2 uprawy na dobę lub dozowanie ciągłe $10 \text{ cm}^3/\text{h}$ roztworu o stężeniu 2.0 g/dm^3).

Dla rozwoju przyszłych systemów kosmicznych, jedną z kluczowych kwestii będzie wszechstronne zbadanie wpływu na uprawę bezglebową surfaktantów projektowanych dla misji kosmicznych, w stężeniach, które mogą pojawić się w obiektach kosmicznych. Niezależnie czy woda szara będzie przetwarzana w reaktorze nitryfikacyjnym wraz z uryną, czy będzie nieoczyszczona lub oczyszczona w innym procesie.

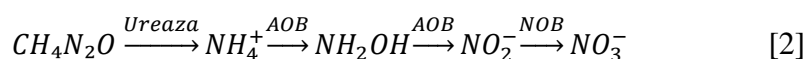
5. NITRYFIKACJA JAKO PROCES PRODUKCJI PŁYNNEGO NAWOZU DLA UPRAW BEZGLEBOWYCH

5.1 CHARAKTERYSTYKA PROCESU NITRYFIKACJI ŚCIEKÓW GENEROWANYCH W SYSTEMACH KOSMICZNYCH

Proces nitryfikacji uryny poprzedzony jest amonifikacją zawartego w urynie mocznika. Amonifikacja, czyli hydroliza mocznika do wodorowęglanu i azotu amonowego, zachodzi samoczynnie, lub jest katalizowana przez enzym ureazę, który jest wytwarzany przez wiele bakterii heterotroficznych i niektóre nitryfikanty (Defoirdt i in., 2017; Koops i in., 1991; Mobley i in., 1989). Ureaza może być także pozyskiwana z niektórych roślin np. kanawalii mieczokształtnej (Cesareo i Langton, 1992). Nitryfikacja to dwustopniowy proces, na który składa się nitrytacja i nitratacja. Utlenianie amoniaku do azotynów jest przeprowadzane przez autotroficzne bakterie utleniające amoniak (AOB). Przemiana do azotanu jest przeprowadzana przez autotroficzne bakterie utleniające azotyn (NOB) (Bock i Wagner, 2006). Bakterie te uzyskują energię z utleniania odpowiednio amoniaku i azotynów, a źródłem węgla do budowy ich biomasy jest rozpuszczony dwutlenek węgla (Chen, 2009).

Nitryfikacja jest dobrze udokumentowaną metodą stabilizacji uryny, ponieważ azotany są nietlotne, w przeciwieństwie do amoniaku, który ulatniając się powoduje przykry zapach i straty azotu (Chen, 2009; De Paepe i in., 2018). Dodatkowo, azotany są postacią azotu preferowaną do odzysku, ponieważ nie tylko są preferowanym nawozem azotowym dla roślin, ale także cząsteczką naładowaną, która może być wychwycona w takich procesach jak elektrodializa (De Paepe i in., 2018).

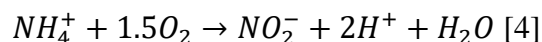
Sumaryczny wzór przemian zachodzących przy nitryfikacji niezhydrolizowanej uryny przedstawiono równaniem [2].



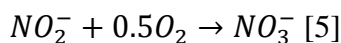
W urynie duża ilość azotu znajduje się w postaci mocznika. Związek ten w wyniku hydrolizy (równanie [3]), pod wpływem ureazy produkowanej przez mikroorganizmy, przechodzi w azot amonowy i wodorowęglan (Ray i in., 2018). Proces hydrolizy mocznika powoduje wzrost zasadowości i pH.



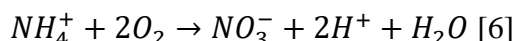
W pierwszym etapie nitryfikacji, czyli nitrytacji, azot amonowy jest przez AOB przekształcany w azot azotynowy w dwóch następujących po sobie etapach. Amoniak, jest utleniany do hydroksyloaminy przy udziale enzymu monooksygenazy amonowej. Dalej hydroksyloamina jest utleniana do azotynów przy udziale enzymu oksydoreduktazy hydroksyloaminowej. Sumarycznie nitrytację opisuje reakcja [4], w której zmiana energii swobodnej Gibbsa wynosi 235 kJ/mol NH_4 .



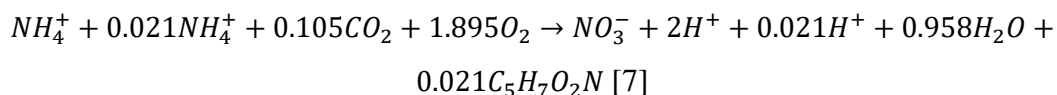
Dalej azotyny są utleniane przez NOB do azotanów. Ta przemiana nazywana jest nitratacją. Reakcja jest katalizowana przez enzym oksydoreduktazę azotynową. Zmiana energii swobodnej Gibbsa wynosi 54 kJ/mol NO_2 . Ogólny przebieg reakcji można podsumować równaniem [5] (Tchobanoglous i in., 2003).



Łącznie nitryfikację (bez uwzględniania niewielkiej ilości azotu amonowego asymilowanego przez przyrastające nitryfikanty) opisuje reakcja [6].



Przyjmując wzór empiryczny biomasy komórki bakteryjnej $C_5H_7O_2N$ oraz sumaryczną wydajność przyrostu nitryfikantów AOB i NOB 0.17 g/g N- NH_4 , utlenianie amoniaku i synteza biomasy wyrażają się równaniem [7] (Tchobanoglous i in., 2003):



Według reakcji [6] zużycie tlenu na nitryfikację wynosi 4.57 g O_2 /gN- NH_4 utlenionego. Zgodnie z równaniem [7] natomiast, zapotrzebowanie na tlen jest nieco mniejsze (4.33 g O_2 /gN- NH_4), z uwagi na pewien niewielki uzysk tlenu podczas redukcji pobieranego CO_2 do węgla organicznego w biomacie nitryfikantów.

Wartość ta nie uwzględnia zużycia tlenu przez organizmy heterotroficzne, na utlenianie związków organicznych zawartych w urynie (Putnam, 1971). Aby zaszedł pierwszy etap procesu (nitrytacja) wymagane jest źródło zasadowości w ilości $\frac{1}{7}$ val/gN- NH_4 utlenionego (równania [4] i [5]). Drugi etap nitryfikacji nie zużywa zasadowości. Przy hydrolizie mocznika

(reakcja [3]) powstaje azot amonowy w ilości $2 \times 14 \text{ gN-NH}_4$ oraz 2 val zasadowości ($\frac{1}{14} \text{ val/g N-NH}_4$), co wystarcza na znitryfikowanie około połowy azotu amonowego (Udert i in., 2006).

5.2 UKŁADY NITRYFIKACJI URYNY

Nitryfikacja uryny stosowana jest nie tylko w eksperymentach kosmicznych (MELiSSA, C.R.O.P.[®]) do produkcji nawozu azotanowego czy odzysku wody, ale także w szerokim wachlarzu zastosowań ziemskich. Samo wykorzystanie nieoczyszczonych produktów metabolicznych ludzi w rolnictwie było dominującym sposobem dostarczania składników odżywczych (Ferguson, 2014; Petrik, 1954; Rockefeller, 1998). Począwszy od lat siedemdziesiątych, wydobywanie składników odżywczych zaczęło uzupełniać recykling nieoczyszczonych strumieni. Wczesne wysiłki obejmowały takie działania jak: ekstrakcja składników odżywczych z płynnych strumieni poprzez wzrost glonów (np. McGarry i in., 1971), sorpcja (np. Liberti i in., 1981) i ekstrakcja fosforu z popiołów ze spalania osadów ściekowych (np. Hino i in., 1998). Od 2000 roku zintensyfikowano wysiłki na rzecz odzysku składników odżywczych poprzez wprowadzenie koncepcji rozdzielania strumieni uryny i kału w miejscu powstawania, poprzez zastosowanie toalet dywersyjnych (Mauerer i in., 2006). Nad różnymi sposobami oczyszczania i stabilizowania uryny pracowało wiele grup badawczych (Chipako i Randall, 2020; Etter i in., 2015; Mauerer i in., 2006; Pronk i Kone, 2009). Oprócz zastosowania procesu nitryfikacji pojawiały się takie rozwiązania jak: mrożenie, odparowanie, zastosowanie technik membranowych, częściowa nitryfikacja, wymiana jonowa, zastosowanie ogniw mikrobiologicznych do produkcji energii elektrycznej z uryny itd. (Chipako i Randall, 2020; Etter i in., 2015; Mauerer i in., 2006; Pronk i Kone, 2009).

Proces nitryfikacji uryny był stosowany przede wszystkim na potrzeby konserwacji kanałów kanalizacyjnych i jako sposób odciążenia oczyszczalni ścieków poprzez oczyszczanie uryny u źródła (Chen, 2009; Sun i in., 2012a,b). Popularnym podejściem było także zastosowanie skróconej nitryfikacji uryny, w celu otrzymania roztworu amonowo-azotynowego na potrzeby kolejnych procesów, tj. chemiczne utlenianie azotynów czy Anammox[®] (Chen i in., 2017; Udert i in., 2003).

Potencjał zastosowania uryny do uprawy roślinności czy mikroalg został zauważony już wcześniej i jest w dalszym ciągu wykorzystywany (Coppens i in., 2016; Feng i in. 2008).

W ramach projektu VUNA powstał nawet komercyjny nawóz oparty na urynie - AURIN[®], o stosunku form azotu $\text{NH}_4:\text{NO}_3=1:1$ (Etter i in., 2015). Taka mieszanina azotu amonowego i azotanowego sprawdziłaby się zarówno w uprawie glebowej, jak i do pewnego stopnia, w uprawie bezglebowej. Jak już wspomniano w *podrozdziale 3.5.1*, z uwagi na fizjologię roślin, to azotany są preferencyjnie pobieraną formą azotu, m.in. ze względu na mobilność azotanów, efekty synergiczne z innymi jonami, a także brak toksyczności. W uprawie konwencjonalnej, gdy dawkowany jest nawóz na bazie azotu amonowego, zostaje on utleniony do azotu azotanowego w procesie nityfikacji naturalnie zachodzącej w glebie. W uprawie bezglebowej taka przemiana nie ma miejsca, dlatego korzystniej jest dostarczać nawóz strictly azotanowy.

Istnieją dwie główne konfiguracje reaktorów do nityfikacji uryny: z biomasą unieruchomioną oraz osadem czynnym. Zestawienie reaktorów używanych w eksperymentach nityfikacji uryny przedstawiono w Tabelach 8 i 9. Pierwsza technologia to systemy z biomasą zawieszoną, w których wykorzystuje się osad czynny (w formie kłaczek lub granulek) zawieszony w cieczy w całej objętości reaktora (Chen, 2009; Chen i in., 2017; Mackey i in., 2016; Sun i in., 2012a,b). Druga technologia to systemy z biomasą unieruchomioną na nośnikach. Nośniki mogą być przymocowane do ścian reaktora (Oosterhuis i van Loosdrecht, 2009), lub jako lekkie kształtki być swobodnie zawieszony w reaktorze (Etter i in., 2015; Fumasoli i in., 2016), albo stanowić granulowane złożo filtracyjne, np. z pumeksu "*Rote Eiffelava*" (Bornemann i in., 2018)). Wyróżnia się także układ hybrydowy w postaci reaktorów membranowych, które wykorzystują separację membranową do rozdzielania oczyszczonego strumienia od biomasy. W takich układach może być stosowany zarówno osad czynny, jak i biomasa unieruchomiona na nośnikach (Coppens i in., 2016; De Paepe i in., 2018; Sun i in., 2012a,b; Volpin i in., 2020). Szczególnym przykładem jest układ, w którym napowietrzanie jest realizowane poprzez membranę, która pełni jednocześnie funkcję nośnika błony biologicznej oraz dyfuzora, przez który dostarczany jest tlen (Udert i Wächter, 2012). Takie rozwiązanie jest korzystne dla warunków mikrogravitacji, bo układ napowietrzania wykorzystuje zjawisko dyfuzji, a nie przepływ pęcherzyków powietrza/tlenu przez warstwę cieczy pod wpływem siły wyporu, która przy mikrogravitacji też jest „mikro”. Z drugiej jednak strony układ jest bardzo podatny na powstawanie stref beztlenowych w błonie biologicznej, co z kolei może indukować proces denityfikacji i w wyniku tego straty azotu.

Tabela 8. Przykłady układów z biomasa unieruchomioną do nityfikacji uryny.
(R- rzeczywista, S – sztuczna, Z – zhydrolizowana, NZ – niezhydrolizowana, D – rozcieńczona; BD – brak danych)

Źródło	Udert i in. (2003)	Feng i in. (2008)	Udert i Wachter (2012)	Etter i in. (2015)	Fumasoli i in. (2016)	Bornemann i in. (2018)	De Paepe i in. (2018)
Technologia	MBBR, kształtki Kaldnes®	Packed-bed cylindrical biofilm bioreactor	MABR, nośnik: silikonowa rurka	MBBR, kształtki Kaldnes®	MBBR, kształtki Kaldnes®	Złoże biologiczne, nośnik “Rote Eiffelava”	MBMBR, nośnik “polyvinyl alcohol beads”
Rodzaj uryny	R, Z, D	S, NZ, D	R, częściowo Z, D	R, Z, D	R, Z, D	S, NZ, D (różne stopnie rozcieńczenia)	R, częściowo Z, D (różne stopnie)
Obciążenie mgN/dm³·d	750±50	max 90	BD	750±50	240–1253	301–409	214±85
Szybkość nityfikacji, mgN/dm³·d	380±30	50	180–268	400–800	120–930	166.5–337	240.5±45
pH	7.0–7.9	8.0	6.1–6.9	5.8–6.5	5.8–5.85, 6.2–6.25	5.1–6.6	6.7–6.8
T, °C	25.3±0.5	27	23±2	21.9–24.6	21.9–24.6	28.9±1.1	20.8–22.3
DO, mgO₂/dm³	3.0–5.2	4.30	3.0 – 5.2	> 7.0	> 7.0	BD	> 4.5
Źródło zasadowości	Niekontrolowane	Na ₂ CO ₃	Dawkowanie uryny	Dawkowanie uryny	Dawkowanie uryny	Skorupy muszli jako wsad w filtrze (~75% CaCO ₃)	NaOH
Znityfikowany strumień	50% NH ₄ , 50% NO ₃	95% NO ₃ (korekta pH); 50% NH ₄ , 50% NO ₃ (bez korekty)	50% NH ₄ , 50% NO ₃	50% NH ₄ , 50% NO ₃	50% NH ₄ , 50% NO ₃	59–97% NO ₃ , pozostałość: NH ₄ lub mocznik	Średnio 92% NO ₃
Cel	Produkcja nawozu do uprawy glebowej	Uprawa alg Spirulina platensis w fotobioreaktorze	Produkcja nawozu do uprawy glebowej	Odzysk wody; Produkcja nawozu do uprawy glebowej (nawóz AURIN)	Produkcja nawozu do uprawy glebowej (nawóz AURIN)	Produkcja nawozu do uprawy bezglebowej	Odzysk wody; Odzysk składników odżywczych w procesie elektrodializy

Tabela 9. Przykłady układów z osadem czynnym do nitryfikacji uryny.

(R- rzeczywista, S – sztuczna, Z – zhydrolizowana, NZ – niezhydrolizowana, D – rozcieńczona, ND – nierozcieńczona; BD – brak danych)

Źródło	Udert i in. (2003)		Chen (2009)	Sun i in. (2012a,b)		Coppens i in. (2016)	Mackey i in. (2016)	Chen i in. (2017)	Volpin i in. (2020)
Technologia	SBR	CSTR	SBR	SBR	MBR	MBR	SBR	SBR	MBR
Rodzaj uryny	R, Z, D		R, Z (częściowo), D	R, Z, D		R, S, Z, NZ D, ND	R, Z, D	R, Z, D, ND	R, Z, NZ, D, ND
Obciążenie mgN/dm³·d	560±30	1580±30	1100	500–1500		225–478	330–1155	1860	150
Szybkość nitryfikacji, mgN/dm³·d	Max.1300±100	790±20	1050	980–1055	670	450	1070	1390	65.2±21.5
pH	Brak korekty	Brak korekty	7.3–7.6	Brak korekty		6.9–7.1	7	Brak korekty	5.8–6.6
T, °C	24.5±0.5	30±0.04	25±1	25–35	35	BD	22±2	BD	BD
DO, mgO₂/dm³	2.0–4.5	2.5–4.0	1.5	> 2	> 3	> 6	> 4	Brak kontroli	> 6
Źródło zasadowości	Brak korekty	Brak korekty	Na ₂ CO ₃	Brak korekty		NaOH	NaHCO ₃	Brak korekty	Korekta uryną
Znitryfikowany strumień	50% NH ₄ , 50% NO ₂	50% NH ₄ , 50% NO ₂	90–99.7% NO ₃	50% NH ₄ , 50% NO ₃		>95% NO ₃	>95% NO ₃	55% NH ₄ , 45% NO ₂	50% NH ₄ , 50% NO ₃
Cel	Produkcja roztworu amonowo-azotynowego (na potrzeby chemicznego utleniania azotynów)	Produkcja roztworu amonowo-azotynowego (na potrzeby anammox)	Produkcja na potrzeby konserwacji sieci kanalizacyjnej (wywoływanie denitryfikacji).	Stabilizacja uryny gromadzonej u źródła (odciążenie oczyszczalni ścieków).		Stabilizacja uryny i uprawa mikroalg <i>A. platensis</i> .	Produkcja na potrzeby konserwacji sieci kanalizacyjnej (wywoływanie denitryfikacji).	Produkcja roztworu na potrzeby anammox	Odzysk wody i uprawa sałaty i pak choi.

Wśród technologii stosowanych w badaniach nad nityfikacją uryny, układy z biomasą zawieszoną (takie jak osad czynny) zwykle wykazywały znacznie wyższą wydajność w porównaniu z układami na bazie biomasy unieruchomionej (Chen i in., 2017; Mackey i in., 2016; Sun i in., 2012; Udert i in., 2003). W badaniach uzyskiwano na ogół szybkość nityfikacji powyżej $1000 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$ przy różnych warunkach operacyjnych, podczas gdy w badaniach systemów z biomasą unieruchomioną uzyskiwano wartości niższe: w zakresach $166.5\text{--}337 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$ (Bornemann i in., 2018), $380 \pm 30 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$ (Udert i in., 2003), $400\text{--}800 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$ (Etter i in., 2015; Fumasoli i in., 2015). Zastosowanie reaktorów przepływowych (w tym membranowych) zwykle wiązało się ze zmniejszoną wydajnością ($65\text{--}670 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$) w stosunku do konfiguracji SBR (Coppens i in., 2016; Sun i in., 2012a,b; Volpin in., 2020). Należy zauważyć, że badania te miały różne cele i różniły się w znacznym stopniu warunkami operacyjnymi, jednak wyraźnie widać, że proces osadu czynnego (szczególnie w SBR) ma potencjał do osiągnięcia bardzo wysokich wydajności, a tym samym zmniejszenia wymaganej objętości reaktorów do prowadzenia procesu. Jest to kluczowe ze względu na koszty transportu do przyszłej kolonii pozaziemskiej. Dodatkowo, proces może być prowadzony w taki sposób, że powstaje niewielka ilość osadu nadmiernego. Odejście od technologii unieruchomionej biomasy, eliminuje także konieczność posiadania zapasu zamiennych nośników, które mogą ulegać zużyciu i wymagać wymiany na nowe w trakcie eksploatacji procesu. Problem skąd wziąć nośniki (przywieźć z Ziemi czy wytworzyć z zasobów in-situ) jest w takim przypadku również wyeliminowany.

Mimo wszystko, w obecnych systemach zwykle wybierane są układy z biomasą przytwierdzoną, często wyposażone w separację membranową, jak i napowietrzanie membranowe. Głównie ze względu na ich zalety w postaci niezależności procesu separacji, napowietrzania od siły grawitacji, a więc z myślą o przeznaczeniu do funkcjonowania w warunkach mikrogravitacji na niskiej orbicie okołoziemskiej (Pickett i in., 2020). W warunkach obniżonej grawitacji procesy konwencjonalnego napowietrzania i sedymentacji, przynajmniej teoretycznie, mogłyby być zaimplementowane. Sam problem przepływów dwufazowych i zachowania płynów w warunkach mikrogravitacji jest coraz lepiej rozumiany, także ze względu na stałą obecność człowieka na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej. Obniżoną grawitację symulującą warunki księżycowe lub marsjańskie obecnie można otrzymać jedynie w specjalnych urządzeniach lub stosując symulacje numeryczne (Huang i in., 2020; Huber i in., 2021; Kuhn, 2014). Huber i in. (2021) zasymulowali unoszenie się pęcherzyka powietrza w wodzie przy oddziaływaniu obniżonej grawitacji. Prędkość

pęcherzyka w funkcji czasu przy niskiej grawitacji jest mniejsza niż w warunkach ziemskich, co powoduje, że pęcherzyk potrzebuje więcej czasu, aby dotrzeć do powierzchni płynu. Kuhn (2014) przedstawił serię eksperymentów umożliwiających kalibrację modeli sedimentacji różnych cząstek w wodzie przy oddziaływaniu obniżonej grawitacji. Zaobserwowane prędkości opadania były istotnie mniejsze dla grawitacji marsjańskiej (~40–50% mniejsza prędkość opadania) i księżycowej (~70% mniejsza prędkość opadania) w porównaniu z grawitacją ziemską.

Rozmnażanie się komórek mikroorganizmów przy obniżonej grawitacji zostało zbadane przez Santomartino i in. (2020). Wyniki nie wykazały statystycznie istotnego wpływu warunków grawitacji na końcowe stężenia komórek osiągnane przez mikroorganizmy o różnych charakterystykach komórek (ruchliwości, tworzenia zarodników i szybkości wzrostu) po 21 dniach wzrostu. Można więc zakładać, że obniżona grawitacja (np. na Marsie) nie będzie pogarszać skuteczności procesów mikrobiologicznych (Santomartino i in., 2020).

Badano również wpływ promieniowania występującego w przestrzeni kosmicznej na szczepy nityfikantów (Ilgrande i in., 2019b). Dwie czyste kultury nityfikantów I II fazy (*Nitrosomonas europaea* ATCC19718, *Nitrosomonas ureae* NM10 i *Nitrobacter winogradskyi* Nb255) wysłano na 7 dni na Międzynarodową Stację Kosmiczną (ISS) i poddano działaniu promieniowania na poziomie 140 razy większym niż występujące na Ziemi (2.8 mGy). Po powrocie na Ziemi próbki zostały reaktywowane i porównane z referencją hodowaną w warunkach ziemskich. Analizując wyniki nie zaobserwowano żadnej różnicy między próbkami naziemnymi i ISS. Można zatem przyjąć, że rozruch i eksploatacja reaktora zarówno z biomasą unieruchomioną, jak i osadu czynnego będą możliwe.

Podsumowując, implementacja oczyszczania ścieków za pomocą osadu czynnego ma potencjał i wiele zalet. Jednakże, eksploatacja takiego systemu jest trudniejsza niż w przypadku biomasy unieruchomionej. Konsorcja bakteryjne w postaci kłaczków mogą być bardziej podatne na zmienność warunków, a na sam przebieg i wydajność procesu ma wpływ wiele parametrów. Najważniejsze z nich zostały omówione w kolejnym podrozdziale.

5.3 PODSTAWOWE CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA PROCES

5.3.1 Temperatura

W wyższych temperaturach wzrasta szybkość reakcji biochemicznych. Enzymy katalizujące reakcje biochemiczne mają strukturę białkową, ulegającą częściowej lub całkowitej denaturacji powyżej granicznej temperatury, co powoduje, że wzrost ten będzie ograniczony i będzie utrzymywał się tylko do pewnej granicznej temperatury. Po jej przekroczeniu nastąpi całkowita lub częściowa denaturacja. Gdy pozytywny wpływ rosnącej energii zderzeń na szybkość reakcji będzie mniejszy niż negatywne skutki denaturacji, nastąpi najpierw spowolnienie i w końcu zatrzymanie procesów biochemicznych.

Zależność szybkości nityfikacji od temperatury można określić za pomocą przekształconego równania van't Hoffa-Archeniusa (Zielinski i Krzemieniewski, 2005):

$$r_{N,T} = r_{N,20} \cdot \theta^{(T_i-20)} \quad [8]$$

Gdzie:

$r_{N,T}$ – szybkość nityfikacji w temperaturze T_i , mg N/(g smo·h)

$r_{N,20}$ – szybkość nityfikacji w temperaturze 20°C, mg N/(g smo·h)

θ – współczynnik korekcyjny temperatury

Oprócz tego efektu, ściśle powiązanego ze aktywnością enzymów, Van Hulle i in. (2010) wymieniają inny, jakim jest zwiększona inhibicja wolnym amoniakiem (NH_3), którego udział w azocie amonowym ($NH_4^+ + NH_3$) rośnie ze wzrostem temperatury (podrozdział 5.3.4). Zdaniem Antoniou i in. (1990) najkorzystniejsza temperatura dla procesu nityfikacji to 15–25°C. Surmacz-Górska (2010) podaje, że proces ten przebiega najszybciej w temperaturze powyżej 20°C. Ford i in. (1980) określili optymalny zakres temperatur pomiędzy 28°C, a 32°C. Grunditz i Gunnel (2001) przeprowadzili eksperymenty na czystych kulturach i stwierdzili, że optymalna temperatura dla *Nitrosomonas* wynosi 35°C, a dla *Nitrobacter* 38°C.

5.3.2 Tlen

Stężenie rozpuszczonego tlenu ma również bardzo istotny wpływ na przebieg procesu nityfikacji. Do zajścia pierwszej fazy wymagane jest 3.43 gO₂ na każdy 1 g utlenionego

N-NH₄ do N-NO₂, natomiast do zajęcia drugiej fazy 1.14 gO₂ na każdy 1 g utlenionego N-NO₂ do N-NO₃. Sumaryczne zużycie tlenu w praktyce jest niższe, gdyż część azotu amonowego nie zostaje utleniona do azotanów, ale wykorzystana do syntezy nowej biomasy nityfikantów – patrz równanie [7] (Crites i Tchobanglous, 1998). Biorąc pod uwagę wzrost jednostkowego kosztu transferu tlenu ze wzrostem jego stężenia w reaktorze, optymalne stężenie tlenu rozpuszczonego (DO) szacuje się w zakresie od 2.0 do 3.5 mgO₂/dm³ (Chen, 2009). Kiedy dostępność tlenu jest ograniczona jego niskim stężeniem, szybkość przyrostu NOB spada znacznie bardziej niż AOB (Ciudad i in., 2007). W konsekwencji, przy krótkim wieku osadu można uzyskać selektywne wypłukanie NOB z reaktora, co umożliwia realizację tzw. skróconej nityfikacji (tzn. tylko nitytacji).

5.3.3 pH i zasadowość

Wartość pH ma istotny wpływ na rozwój mikroorganizmów. Hydroliza mocznika powoduje wzrost zasadowości (1 val/mol N) i pH, a nityfikacja amoniaku spadek zasadowości (2 val/mol N) i pH. Efekt netto nityfikacji amoniaku powstającego wskutek hydrolizy mocznika (1 mol H⁺ na 1 mol N zużytego). Poza bezpośrednim wpływem pH na bakterie, istotny jest również jego wpływ na równowagi chemiczne NH₄⁺/NH₃ i NO₂⁻/HNO₂. Dla przykładu równowaga form azotu amonowego – NH₄⁺ i NH₃ jest zgodna z równaniem [9]:



Organizmy AOB preferują odczyn lekko zasadowy, ponieważ wolny amoniak jest ich bezpośrednim substratem. Jednakże przy pewnym suboptymalnym zakresie pH wolny amoniak i wolny kwas azotawy mogą hamować rozwój zarówno AOB jak i NOB (Van Hulle i in., 2010). Przy pH poniżej 7, może wystąpić ograniczenie dostępności węgla z powodu odpędzania dwutlenku węgla do atmosfery przy napowietrzaniu pęcherzykowym. Powoduje to spadek szybkości nityfikacji (Wett i Rauch, 2003). Optymalne pH dla nityfikacji według Chen (2009) wynosi od 7.2 do 8.0. Malej (1999) podał podobny zakres między 7.5–8.5. Ruiz i in. (2003) podali jeszcze szerszy zakres, między 6.45 do 8.95. Autorzy sugerują, iż pH poniżej 6.45 i powyżej 8.95 będzie przyczyną inhibicji utlenianie zarówno amoniaku jak i azotynów. Park i in. (2007) wyszczególnili najbardziej korzystne pH dla bakterii AOB w przedziale 8.2±0.3, natomiast dla NOB 7.9±0.4. Warto zaznaczyć, że autorzy są zgodni, iż mikroorganizmy wykazują pewną zdolność adaptacji do stabilnych warunków pH poniżej wartości optymalnych.

Powiązany parametrem jest odpowiednia zasadowość, która odpowiada za utrzymanie pH ścieków. Hydroliza mocznika produkuje 3.57 gCaCO₃ na każdy zhydrolizowany 1 g mocznika (Udert i in., 2006). Natomiast nityfikacja zużywa 7.14 gCaCO₃ na utlenienie 1 grama NH₄-N (Dymaczewski i in., 1997). Gdy zasadowość wyczerpie się, następuje spadek pH, co z kolei może negatywnie wpływać na proces. Dlatego przy nityfikacji uryny, aby nastąpiła pełna nityfikacja konieczne jest dawkowanie zasadowości z zewnętrznego źródła.

5.3.4 FA i FNA

Wolny amoniak (FA) i wolny kwas azotawy (FNA) mają tendencję do hamowania nityfikacji. Stężenie wolnego amoniaku w ściekach uzależnione jest od stężenia azotu amonowego ($N - NH_4 = N - NH_4^+ + N - NH_3$) i pH.

Wzrost pH, stężenia azotu amonowego lub temperatury skutkuje wzrostem stężenia wolnego amoniaku w środowisku i jego negatywny wpływ na nityfikację. Anthonisen i in. (1976) zaproponowali następujący wzór na obliczenie stężenia FA (jako N-NH₃):

$$FA = \frac{17}{14} \cdot \frac{S_{N-NH_4} \cdot 10^{pH}}{K + 10^{pH}} \quad [10]$$

Gdzie:

$$K_{D,NH_3} = \exp\left(\frac{6344}{273 + T}\right)$$

FA – stężenie wolnego amoniaku, mgNH₃/dm³

S_{N-NH₄} – stężenie azotu amonowego, mgN/dm³

T – temperatura, °C

Zahamowanie drugiej fazy nityfikacji (bakterie NOB) następuje przy przekroczeniu granicy stężenia FA 0.1–1 mgN/dm³ (Anthonisen i in., 1976). Przekroczenie kolejnej granicy na poziomie 10–150 mgN/dm³ powoduje zahamowanie obu faz nityfikacji, ponieważ stężenie FA na tym poziomie oddziałuje negatywnie także na bakterie AOB (Anthonisen i in., 1976). Obszerny przegląd na temat inhibicji nityfikacji przez FA został opublikowany przez Liu i in. (2019). Autorzy wykazują najniższe poziomy FA 0.7 i 6 mgN/dm³, o których doniesiono, że hamują NOB odpowiednio w 50 i 100%. Z kolei aktywność AOB spada o 40% przy stężeniu FA 25 mgN/dm³. Wielu autorów wykorzystuje ten fakt w celu prowadzenia skróconej

nitryfikacji. Na przykład Chung i in. (2005) stosowali stężenie FA 5–20 mgN/dm³ w celu uzyskania efektywnego gromadzenia azotynów, przy czym najbardziej skuteczne wyhamowanie NOB uzyskiwano przy stężeniu FA 5–10 mgN/dm³ (Chung i in., 2006). Warto zauważyć, że przy takich stężeniach nie notowano wpływu na AOB.

Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku FNA, gdzie inhibicja bakterii nitryfikacyjnych rozpoczyna się przy stężeniu powyżej 0.2–2.8 mgN/dm³. Jako pierwsze inhibicji ulegają bakterie AOB, a przy dalszym wzroście stężenia FNA ma miejsce inhibicja bakterii NOB (Anthonisen i in., 1976).

Stężenie FNA można obliczyć za pomocą Równania [11] (Park i Bae, 2009):

$$FNA = \frac{47}{14} \cdot \frac{S_{N-NO_2}}{K_{D,NO_2} \cdot 10^{pH}} \quad [11]$$

Gdzie:

$$K_{D,NH_3-N} = \exp\left(-\frac{2300}{273 + ^\circ C}\right)$$

FNA – stężenie wolnego kwasu azotawego, [mgHNO₂/dm³]

S_{N-NO₂} – stężenie azotu azotynowego (N – HNO₂ + N – NO₂⁻), [mgN/dm³]

Duan i in. (2020) przeprowadzili kompleksowy, krytyczny przegląd aktualnego stanu wiedzy na temat FNA w gospodarce ściekowej. Autorzy wskazują mechanizmy hamowania anabolizmu NOB przez FNA na poziomie 0.011 mgN/dm³ i całkowitą inhibicję metabolizmu przy stężeniu 0.023 mgN/dm³. Natomiast AOB przy stężeniu FNA 0.16 mgN/dm³ wykazały 20–25% inhibicji, a przy 0.21 mgN/dm³ 50%. W badaniach Sun i in. (2013) wystąpiła stabilna nitrytacja przy stężeniach FNA w zakresie 0.004–0.68 mgN/dm³.

5.3.5 Czynniki wynikające z charakterystyki strumienia surowego (uryna, woda szara)

Zastosowanie w procesie oczyszczania zarówno strumienia uryny, jak i wody szarej wiąże się z koniecznością uwzględnienia specyficznych cech prowadzenia takiego procesu.

Najważniejsze cechy, które wynikają z zastosowania tych strumieni to:

- konieczność znalezienia zewnętrznego źródła zasadowości,
- wysokie zasolenie uryny,
- wysokie stężenie azotu amonowego, co może skutkować inhibicją przez FA i FNA,

- tylko częściowo rozpoznana kwestia hydrolizy uryny (w przypadku, gdy oczyszczaniu poddajemy świeżą lub nie w pełni zhydrolizowaną urynę),
- wpływ surfaktantów anionowych na mikroorganizmy.

Zewnętrzne źródło zasadowości

Aby uzyskać nawóz bogaty w NO_3 konieczne będzie znalezienie zewnętrznego źródła zasadowości. Proces pełnej nityfikacji będzie zachodzić tylko wtedy, gdy dostępny będzie odpowiedni ładunek zasadowości (patrz podrozdział 5.3.3). Ponieważ skład uryny pozwala na znitryfikowanie jedynie połowy azotu amonowego, konieczne jest zapewnienie zewnętrznego jej źródła w celu uzyskania nawozu 100% azotanowego. Do zapewnienia odpowiedniego poziomu zasadowości (a przez to odpowiedniej wartości pH w reaktorze) w procesach nityfikacji stosuje się m.in.: NaHCO_3 , Na_2CO_3 , NaOH , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ czy KOH (Phinyo i in., 2019; Raper i in., 2018). Należy jednak pamiętać, że wprowadzenie każdego dodatkowego strumienia pierwiastków do obiegu zamkniętego wpłynie na bilans masowy pierwiastków i wody, a także na rozwój roślin uprawianych na tak uzyskanym nawozie (ze względu na podwyższoną zawartość wykorzystanego składnika).

Zasolenie

W urynie znajdują się takie sole nieorganiczne jak chlorek sodu, chlorek potasu, siarczan potasu, siarczan magnezu, węglan magnezu, wodorowęglan magnezu, wodorowęglan potasu i fosforan potasu (Putnam, 1971). Świeża uryna według Saetta i in. (2017) ma przewodnictwo elektrolityczne w zakresie 3.80–34.50 mS/cm. Według Tao i in. (2019) zhydrolizowana uryna ma przewodnictwo 54.10 mS/cm, a de Paepe i in. (2018) przewidują zasolenie uryny podawanej do ich reaktora w zakresie 45–60 mS/cm. Widać zatem, że zasolenie uryny jest porównywalne z zasoleniem wody morskiej (Christiaens i in., 2019; Coppens i in., 2016; De Paepe i in., 2018).

Problem zasolenia to nie tylko bezpośredni wpływ samych soli na prowadzone przemiany biologiczne, ale także ich pośredni związek z różnymi aspektami procesowymi – np. obniżenie rozpuszczalności tlenu, co przekłada się na efektywność układów napowietrzania. (Bank i in., 1967).

Oren (1999) podaje dwie różne strategie, które umożliwiają mikroorganizmom radzenie sobie ze stresem osmotycznym związanym z obecnością wysokich stężeń soli:

1. Komórki mogą utrzymywać wysokie wewnątrzkomórkowe stężenia soli, osmotycznie co najmniej równoważne stężeniom zewnętrznym. Wszystkie układy wewnątrzkomórkowe powinny być wtedy przystosowane do obecności wysokich stężeń soli.
2. Komórki mogą utrzymywać niskie stężenie soli w swojej cytoplazmie. Ciśnienie osmotyczne ośrodka jest następnie równoważone przez kompatybilne substancje rozpuszczone (związki o małej masie cząsteczkowej, rozpuszczalne w wysokich stężeniach w wodzie). Związki te zapewniają stabilizację osmotyczną wewnątrz komórki. Dlatego nie jest wymagana żadna specjalna adaptacja systemów wewnątrzkomórkowych.

Obie strategie są kosztowne z bioenergetycznego punktu widzenia, a stosowana strategia zależy od mikroorganizmu (Oren., 1999). Dla mikroorganizmów nityfikacyjnych rozwój w środowisku o wysokim zasoleniu jest szczególnie kosztowny. Ich donory elektronów są względnie utlenione i dlatego niewiele energii mogą pozyskać z transportu elektronów do tlenu. Ponadto większość wytworzonej energii jest wykorzystywana do transportu elektronów w celu wytworzenia NADPH na potrzeby transformacji utlenionej formy węgla w CO₂ (stopień utlenienia +4) do formy zredukowanej w biomacie bakterii (średni stopień utlenienia około 0) (Oren., 1999). Ilgrande i in. (2019a) przebadali wpływ zasolenia na hydrolizę mocznika w różnych konfiguracjach kultur *N. europaea*, *N. winogradskyi* i różnych bakterii heterotroficznych. Każda z nich potrzebowała zasolenia mniejszego niż 10 mS/cm, aby przebiegał proces hydrolizy i następującej po nim nityfikacji. W najwyższym zasoleniu 30 mS/cm procesy były zainhibowane. W doświadczeniach Moussa i in. (2006) stężenie soli było stopniowo zwiększane od 5 do 40 g NaCl-Cl/dm³ (~EC:10–80 mS/cm). Uzyskane wyniki wskazują, że aktywność AOB i NOB przy niższych stężeniach spadła odpowiednio o 36% i 11%. Przy zwiększeniu stężenia do 40 g NaCl-Cl/dm³, osiągnięto pełną inhibicję zarówno AOB jak i NOB. Z kolei Rodriguez-Sanchez i in. (2019) wykazali, że proces miał lepszą wydajność poniżej 4.5 mS/cm niż poniżej 8.5 mS/cm (AOB: +41.29% i NOB: +37.64%). U Jeong i in. (2020) pełna nityfikacja została utrzymana do 9.5 mS/cm, natomiast nityfikację częściową udało się utrzymać do 63.3 mS/cm. Po przekroczeniu tego progu zwiększone zasolenie powodowało zahamowanie całego procesu. Autorzy wykazali, że AOB są ogólnie

bardziej odporne na zasolenie, a poprzez kontrolę zasolenia można osiągnąć selektywne hamowanie NOB. Jest to zgodne z wcześniejszymi badaniami, w których druga faza nityfikacji była hamowana na poziomie 29.65 ± 4.95 mS/cm, podczas gdy pierwsza faza była hamowana na poziomie wyższym (90.5 ± 15.1 mS/cm) (Jeong i in., 2018). Coppens i in. (2016) wykazali, że zastosowanie halotolerancyjnego szczepu pozwoli na polepszenie sprawności reakcji i zmniejszenie czasu rozruchu reaktora. Stosując dedykowany szczep przy zasoleniu na poziomie 72 mS/cm redukcja maksymalnej aktywności bakteryjnej wynosiła 87% i 85% odpowiednio dla AOB i NOB. Dla porównania osad czynny pobrany z pobliskiej oczyszczalni ścieków wykazywał 41% i 58% maksymalnej aktywności odpowiednio dla AOB i NOB (Coppens i in., 2016). Szybkość nityfikacji w eksperymencie de Paepe i in. (2018) nie uległa zmianom aż to poziomu 40 mS/cm, po przekroczeniu którego stopniowo malała, osiągając 18% maksymalnej szybkości przy 96 mS/cm.

Wysokie stężenie FA, FNA

Powody, dla których wysokie stężenia FA i FNA mogą być potencjalnie groźne dla procesu zostały wyjaśnione w punkcie 5.3.4. Jednak nawet właściwy dobór reżimu pracy reaktora nityfikacji uryny (pH, temperatura, NH_4 , NO_2) nie gwarantuje ochrony przed potencjalną inhibicją FA czy FNA. Mogą wystąpić nieprzewidziane awarie techniczne i błędy ludzkie, zmieniające warunki procesowe i prowadzące do inhibicji. Ponadto, czynnikiem zwiększającym ryzyko i wydłużającym czas rekonwalescencji po awarii może być wysokie zasolenie. Brakuje jednak dokładnych badań nad wspólnym oddziaływaniem tych czynników na proces.

Sun i in. (2012a,b) przeprowadzili eksperyment, w którym badali wpływ wysokiego stężenia FA na aktywność AOB prowadzących nitytację uryny. Stężenie $184 \text{ mgNH}_3\text{-N/dm}^3$ spowodowało zmniejszenie aktywności o 80%. Autorzy dodatkowo zbadali wpływ FNA. Poziom $1.78 \text{ mgN-HNO}_2\text{/dm}^3$ spowodował zmniejszenie aktywności NOB o 58%. U Wang i in. (2017) stężenie FA na poziomie $210 \text{ mgN-NH}_3\text{/dm}^3$ utrzymywało się przez jeden dzień i spowodowało trwałe zahamowanie drugiego etapu nityfikacji i inhibicję na poziomie 50% pierwszego etapu. Te różnice między poziomami inhibicji wykazują na różnice gatunkowe w poszczególnych badaniach. Na przykład w badaniach Mackey'a i in. (2016) stężenie FA osiągnęło poziom $100 \text{ mgN-NH}_3\text{/dm}^3$, co w 80% zahamowało aktywność AOB, czyli było znacznie ostrzejszą odpowiedzią systemu niż w innych przypadkach. Mackey i in. (2016)

Surfaktanty

Najważniejszymi zanieczyszczeniami w wodzie szarej w systemach kosmicznych są surfaktanty anionowe. Ich obecność wpływa na skuteczność procesu biologicznego oczyszczania poprzez np. oddziaływanie na aktywność konsorcjum bakteryjnego, morfologię i właściwości kłaczków osadu czynnego czy skład populacyjny biomasy osadu czynnego (Dereszewska i in., 2015; Li i in., 2020; Liwarska-Bizukojc i Bizukojc, 2005, 2006; Othman i in., 2010; Wu i in., 2020).

Li i in. (2020) badali wpływ dodatku SDS (sodium dodecyl sulfate) i SDBS (sodium dodecylbenzene sulphonate) w stężeniu 0.08 g/dm^3 na tlenowy osad czynny w reaktorze SBR. W warunkach wysokiego zasolenia dodatek SDBS hamował usuwanie azotu i fosforu. Aktywność osadu czynnego była ograniczona w systemie zawierającym SDBS, podczas gdy wzrosła w systemie zawierającym SDS. Autorzy tłumaczą to możliwą interakcją między SDS i zasoleniem, wysuwając hipotezę, że SDS może zmniejszyć wpływ zasolenia na aktywność osadu.

Pogorszenie usuwania zanieczyszczeń powodowały duże ładunki surfaktantu LAS (Linear alkylbenzene sulphonate) $>14 \text{ mg/(gsm)}$. LAS również wpłynął na morfologię osadu czynnego, powodując fragmentację kłaczków i ich wymywanie z układu (Dereszewska i in., 2015). Do podobnych wniosków doszli Wu i in. (2020), u których ekspozycja na LAS stale pogarszała usuwanie zanieczyszczeń w SBR, a negatywne skutki LAS były zależne od dawki. Średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń ChZT , NH_4 i PO_4 w SBR z początkowych wartości odpowiednio 92.8, 97.0, 82.9%, spadła odpowiednio do około 82.3, 91.6 i 71.3%, przy stężeniu w dopływie 10 mg/dm^3 LAS, a następnie do 65.3, 89.7 i 54.0%, przy stężeniu w dopływie 50 mg/dm^3 LAS. Tendencje spadkowe były widoczne szczególnie w początkowej fazie rozruchu, po czym stopniowo spowalniały i oscylowały w wąskim zakresie w późniejszym okresie eksploatacji układu. Aktywność metaboliczna osadu uległa zmniejszeniu, struktura osadu została zakłócona i wystąpił efekt zmydlania kłaczków, co wyrażało się zmniejszeniem ich wielkości i wzrostem kołowości. W rezultacie spowodowało to utratę biomasy z układu. LAS również ewidentnie wpłynął na populację drobnoustrojów. Stwierdzono, że liczba kluczowych bakterii funkcjonalnych, odpowiedzialnych za usuwanie kluczowych zanieczyszczeń, zmniejszyła się w reaktorach zasilanych LAS.

Othman i in. (2010) wykazali działanie hamujące SDS i SDBS na osad czynny (wpływ na strukturę kłaczków), OUR i nityfikację. SDBS wykazał silne działanie inhibitujące, proporcjonalne do stężenia na dopływie. Aktywność oddechowa zmniejszyła się w zakresie od 27.6% do 75.5% odpowiednio dla 10 do 100 mg/dm³. Testy przeprowadzone w obecności SDS wykazały również spadek aktywności oddechowej o około 12.9% i 44.2% odpowiednio dla stężeń SDS 10 i 100 mg/dm³. Różnice te, autorzy tłumaczą faktem, że SDS jest bardziej biodegradowalny niż SDBS, co można przypisać obecności benzenu i jego wpływowi na mechanizm biodegradacji SDBS. Podobne wnioski wyciągnęli Liwarska-Bizukoje i Bizukoje (2005, 2006) we wcześniejszych badaniach.

Same surfaktanty ulegają biodegradacji oraz sorpcji na kłaczkach osadu czynnego lub biofilmu (Dereszewska i in. 2015). Wu i in. (2020) uzyskali stężenie LAS na odpływie z układu osadu czynnego w przedziale 4.1–6.5 oraz 31.5–35.4 mg/dm³ dla reaktorów zasilanych strumieniem o stężeniu LAS odpowiednio 10 i 50 mg/dm³. Inaczej było w badaniach Liwarska-Bizukoje i Bizukoje (2006), gdzie przy stężeniu dopływowym 250 mg/dm³ SDS uzyskano stopień usunięcia 91%. Podobne wyniki (93.5–98.7%) uzyskali Othman i in. (2010), przy stężeniach dopływowych SDS i SDBS 5.5–14 mg/dm³.

Z powyższej analizy wynika, że ewentualne wykorzystanie wody szarej w procesie nityfikacji na potrzeby produkcji nawozu, jak założono w ramach niniejszej pracy, niesie potencjalne konsekwencje procesowe, wynikające z wpływu zastosowanych związków powierzchniowo czynnych na konsorcjum bakteryjne w reaktorze biologicznym. Rozstrzygnięcie tych aspektów wymaga przeprowadzenia odpowiednich eksperymentów.

6. UZASADNIENIE CELOWOŚCI PODEJMOWANEGO TEMATU

6.1 SYSTEMY KOSMICZNE

Biorąc pod uwagę fakt, że odpowiedź fizjologiczna roślin jest najlepsza, gdy dostępny w pożywce azot dominuje pod postacią azotanów, wykorzystanie procesu nityfikacji wydaje się kluczowe, jeśli w przyszłych siedliskach pozaziemskich zakłada się wykorzystanie uprawy bezglebowej do produkcji żywności. Oczyszczanie strumienia uryny, jak i mieszaniny uryny i wody szarej, z zamiarem produkcji nawozu na potrzeby uprawy bezglebowej, stanowi nowe wyzwania w kontekście procesu biologicznej nityfikacji. Niemniejsze znaczenie ma opracowanie koniecznych rozwiązań dla prowadzenia uprawy bezglebowej na tak wyprodukowanym nawozie.

Chociaż istnieją przykłady produkcji nawozu dla uprawy bezglebowej w systemach kosmicznych (opisane wcześniej MELiSSA i C.R.O.P.[®]), to zwykle skupiają się one na ogólnej charakterystyce produktu końcowego (nawozu), bez szczegółowych badań nad wpływem składników odżywczych i zanieczyszczeń z nawozu na eksploatację jednostki uprawnej, wzrost roślin i parametry jakościowe biomasy. Badania te pomijały aspekt wykorzystania wody szarej w układzie nityfikacji. Taka możliwość, stanowiąca szansę potencjalnie skutecznego zagospodarowania tego strumienia, tworzy jednak nowe wyzwania – np. potencjalnie szkodliwy wpływ surfaktantów na proces nityfikacji uryny i uprawę bezglebową. Dlatego celowe jest przeprowadzenie skojarzonych badań wytwarzania nawozu oraz wykorzystania końcowego produktu w uprawie bezglebowej, w celu uzyskania odpowiedzi odnośnie do charakterystyk prowadzonych procesów, jak i krytycznych powiązań pomiędzy tymi dwoma ważnymi systemami (oczyszczania ścieków i produkcji biomasy roślinnej). Kluczowe w takich badaniach powinno być sprawdzenie:

- charakterystyki procesu produkcji nawozu bazującego na nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej,
- charakterystyki otrzymanego w ten sposób nawozu,
- charakterystyki wpływu tak otrzymanego nawozu na eksploatację jednostki bezglebowej, wzrost roślin i parametry jakościowe otrzymanej biomasy.

6.2 SYSTEMY ZIEMSKIE

Mimo, że omawiany temat odnosi się głównie do systemów kosmicznych, nie ulega wątpliwości, że jest i będzie on również istotny w aspekcie ziemskim. Wyzwania XXI wieku z jakimi boryka się nasza rodzima planeta są dobrze zobrazowane w celach zrównoważonego rozwoju, które powinny zostać osiągnięte do 2030 roku (Mara i Evans, 2018). Cele te pokazują jak wiele zależy od ulepszeń w sektorze wodno-kanalizacyjnym i rolniczym. SDG (The Sustainable Development Goals) 2 wymaga likwidacji głodu, SDG 3 zapewnienia zdrowego życia, SDG bezpiecznej wody pitnej i odpowiednich warunków sanitarnych dla wszystkich oraz ochrony zasobów wodnych przed zanieczyszczeniem. Cel ten także obejmuje zmniejszenie o połowę udziału nieoczyszczonych ścieków oraz znaczne zwiększenie recyklingu i bezpiecznego ponownego wykorzystania na całym świecie. SDG 14.1 domaga się zmniejszenia zanieczyszczenia mórz, wyraźnie wspominając zanieczyszczenie substancjami odżywczymi.

Większy odzysk wody i składników odżywczych ze ścieków, zastosowanie nowych form uprawy roślinności i poprawa gospodarki wodno-ściekowej mogą odegrać rolę w realizacji powyższych celów. Widać jasno, dlaczego tak ważna jest poprawa stosowanych systemów rolniczych, systemów produkujących nawóz, a także gospodarki sanitarnej, w tym zarządzania ściekami. Schematycznie czynniki warunkujące potrzebę poprawy tych systemów zobrazowano na Rysunku 9.



Rysunek 9. Diagram obrazujący czynniki warunkujące potrzebę poprawy systemów rolniczych i produkcji nawozów.

Zmiany środowiskowe i rosnące zapotrzebowanie na wodę zdatną do spożycia, zwłaszcza w regionach suchych i półsuchych, powodują zateżnienie się warstw wodonośnych. Dodatkowe czynniki, tj. wysoka ewapotranspiracja, brak zbiorników wód powierzchniowych, intensywna eksploatacja wód podziemnych i zasolenie gleby pogłębiają ten problem (El Yaouti i in., 2009; Tweed i in., 2011). Zmiany klimatyczne wpływają na zmniejszenie odporności łańcucha dostaw świeżej żywności, a także na zmniejszenie powierzchni gruntów umożliwiających uprawę glebową (Avgoustaki i Xydis, 2020; Keuter i in., 2021). Problemy te są jeszcze bardziej pogłębiane przez globalną industrializację i urbanizację. Oczekuje się, że do 2050 r. około 68% światowej populacji będzie mieszkać w miastach (United Nations, 2018). Zatem, przy jednocześnie rosnącym zapotrzebowaniu na wodę i żywność, możliwości ich produkcji będą się zmniejszać. Nieefektywny łańcuch produkcji nawozów i żywności powoduje, że aby spełnić cele SDG 2, 3 konieczna będzie transformacja sektora rolniczego (Schaum i in., 2015; van Vilet i in., 2021).

Głównymi problemami nieefektywnego łańcucha produkcji nawozów i żywności są:

- System produkcji nawozów często wykorzystuje wysokoenergetyczne procesy (np. proces produkcji azotu Habera-Boscha, który odpowiada za 1% globalnego śladu CO₂, oraz 2% całkowitego globalnego zużycia energii (Erisman i in., 2008; Ledezma i in., 2015).
- Wydobycie niektórych minerałów (np. związków fosforu) jest kontrolowane przez poszczególne państwa (Cordell i in., 2009, Verstraete i in., 2016).
- Minerale używane w produkcji nawozów są zasobami nieodnawialnymi. Już teraz cykl azotowy przekroczył swoją krytyczną planetarną granicę⁴ (Gruber i Galloway, 2008; Rockström i in., 2009). Skała fosforowa od 2014 r. jest oficjalnie uznawana przez Komisję Europejską za surowiec krytyczny (European Commission, 2014), a w 2017 roku fosfor został wpisany na listę surowców krytycznych dla UE (European Commission, 2017).
- Łańcuch produkcji nawozów, późniejszej uprawy biomasy i hodowli bydła na białko jest nieszczelny, czego skutkiem jest eutrofizacja ekosystemów w wyniku przedostawania się azotu i fosforu do wód (EEA, 2020; Withers i in., 2014).

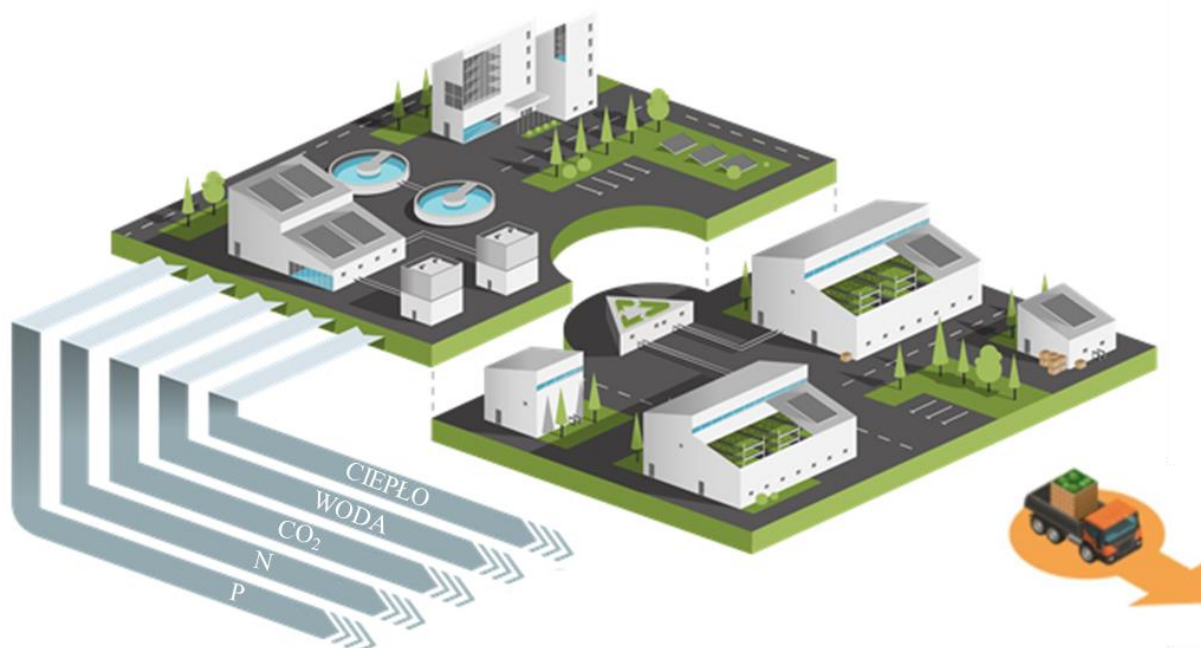
Nie ulega kwestii, że sektor agrokultury czeka rewolucja. Zarówno pod względem stosowanych praktyk rolniczych, ale także pod względem pozyskania potencjalnych źródeł odnawialnych pierwiastków i wody, które pozwolą przeciwdziałać problemom wymienionym wyżej. Zastosowanie rozwiązań upraw bezglebowych na szeroką skalę jest jedną z możliwości przekształcenia sektora rolniczego. Już teraz coraz popularniejsze stają się wydajne,

⁴ Koncepcja obejmująca procesy odbywające się na Ziemi, które zawierają granice środowiskowe. Został on zaproponowany w 2009 roku przez grupę naukowców zajmujących się systemem Ziemi i środowiskiem, pod kierownictwem Johana Rockströma z Stockholm Resilience Center i Willa Steffena z Australian National University. Grupa chciała zdefiniować „bezpieczną przestrzeń operacyjną dla ludzkości” dla społeczności międzynarodowej, w tym rządów wszystkich szczebli, organizacji międzynarodowych, społeczeństwa obywatelskiego, społeczności naukowej i sektora prywatnego, jako warunek wstępny zrównoważonego rozwoju.

bezglębowe farmy wertykalne (Al-Kodmany, 2018; Avgoustaki i Xydis, 2020). Koncept takich hal produkcyjnych jest oparty o możliwość wytwarzania wysokiej jakości biomasy, niezależnie od pory roku oraz miejsca produkcji. Unika się wymywania składników odżywczych do wód gruntowych, jak w przypadku uprawy glebowej (Withers i in., 2014). Obiekty te są w pełni zautomatyzowane, co pozwala na dobranie optymalnych parametrów dla każdej uprawy (pożywka, oświetlenie, parametry powietrza wewnętrznego). Coraz większa liczba powstających nowych instalacji świadczy o rosnącej popularności tych rozwiązań (Roobeek, 2018).

Ważnym aspektem jest efektywne wykorzystanie zasobów wody i składników odżywczych. Jedną z możliwości jest próba stworzenia systemu cyrkularnego obiegu zamkniętego. Sektor sanitarny byłby wówczas skupiony na recyklingu i opierałby się na technologiach, które umożliwiają odzysk zarówno wody, jak i składników odżywczych (European Commission, 2020). Implementacja gospodarki cyrkularnej pomiędzy zagospodarowaniem ścieków i produkcją nawozów może obejmować tzw. „technologie czystej wody”, rozumiane jako wykorzystanie np. oczyszczonych ścieków czy oczyszczonej, wychwyconej u źródła uryny (van Vilet i in., 2021).

Przykładem realizacji takiego planu jest powstały w 2019 roku niemiecki projekt SUSKULT (Rysunek 10.), zakładający przestrzenną integrację oczyszczalni ścieków z produkcją żywności w systemach bezgłębowych (Keuter i in., 2021). Ich wizja to połączenie miejskich systemów oczyszczania ścieków i wydajnych systemów produkcji rolnej na gęsto zaludnionych obszarach miejskich. Głównym celem jest przekształcenie konwencjonalnych oczyszczalni ścieków w tzw. ‘NEWtrient[®]-Center’, które to odzyskiwać będą niezbędne do uprawy roślin zasoby wody, azotu, fosforu, potasu, CO₂ oraz ciepła ze ścieków komunalnych. Obejmuje to także wykorzystanie gazu, produkowanego w komorach fermentacji metanowej. Dzięki innowacyjnym systemom uprawy roślin, produkcja rolna przyszłości na wcześniej nieprzystosowanych obszarach metropolitalnych zostanie zrealizowana i wzmocniona pod względem zrównoważonego rozwoju, poprzez zamknięcie obiegu poszczególnych strumieni.



Rysunek 10. Schemat idei projektu SUSKUT (Keuter i in., 2021).

Innym przykładem technologii czystej wody jest wykorzystanie oddzielonej u źródła uryny i odzysk z niej substratów do celów rolniczych (Alemayehu i in., 2020; Patel i in., 2020).

Chociaż „selektywna zbiórka” w celu umożliwienia recyklingu jest powszechnie stosowana przy przetwarzaniu różnych frakcji odpadów stałych (np. szkła, metali, materiałów biodegradowalnych), to w gospodarce odpadami płynnymi (ściekami), jest ona mniej powszechna. Obecnie takie rozwiązania są szczególnie popularne w gminach, ekowioskach i domach letniskowych w Szwecji (McConville i in., 2017). Przykładami takich miejscowości są: Västervik (około 230 gospodarstw domowych), Vaxholm (około 250 gospodarstw domowych), Linköping (około 275 gospodarstw domowych), Norrköping (około 300 gospodarstw domowych) i Tanum (około 500 gospodarstw domowych) (McConville i in., 2017).

Aspekty recyklingu składników odżywczych pochodzących z uryny szczegółowo przedstawiają Larsen i in. (2021). Autorzy jasno określają technologię separacji uryny u źródła jako jedną z nielicznych, które mogą realizować równolegle kilka celów zrównoważonego rozwoju. Przy jednoczesnym transferze wydajnych upraw bezglebowych pomogą one ustanowić model gospodarki o obiegu zamkniętym wokół miejskiej infrastruktury sanitarnej

i produkcji żywności. Autorzy wykazali, że akceptowalność społeczna takich rozwiązań jest coraz większa, co wcześniej było jednym z aspektów hamujących aplikacyjność tych systemów.

Rozwój zrównoważonej gospodarki cyrkularnej w zarządzaniu sanitarno-agroekologicznym będzie konieczny nie tylko do stworzenia wydajnego systemu produkcji biomasy w systemach kosmicznych, ale także na Ziemi. Synergia kontekstów zastosowań ziemskich i kosmicznych jest niewątpliwą zaletą tak ujętego tematu pracy (Zeidler i Schubert, 2014).

Wymienione w niniejszym rozdziale czynniki pokazują, że potrzeba badań w tej dziedzinie jest bardzo aktualna, a eksperymenty integrujące wydajną uprawę bezglebową, i zrównoważoną produkcję nawozu, opartą na proponowanym procesie nitryfikacji uryny zmieszanej z wodą szarą lub nitryfikacji uryny, są uzasadnione zarówno względami poznawczymi jak i praktycznymi.

7. CEL I ZAKRES PRACY

Na podstawie przeprowadzonej analizy doniesień literaturowych oraz zgodnie z przedstawionym powyżej uzasadnieniem, jako ogólny cel pracy postawiono **sprawdzenie możliwości i ograniczeń sposobu nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w reaktorze SBR osadu czynnego, w aspektach odzysku wody i składników odżywczych na potrzeby bezglebowej uprawy roślin (na przykładzie uprawy sałaty).**

Cele szczegółowe pracy to:

1. Określenie parametrów reaktora osadu czynnego, umożliwiających stabilną eksploatację procesu nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej.
2. Zbadanie zależności pomiędzy:
 - stężeniem wolnego amoniaku (FA) w reaktorze,
 - stężeniem kwasu azotawego (FNA) w reaktorze,a przebiegiem procesu nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej.
3. Zbadanie zależności pomiędzy poziomem zasolenia w reaktorze, a przebiegiem procesu nityfikacji uryny.
4. Zbadanie zależności między stężeniem wybranego surfaktantu anionowego w dopływie do reaktora, a przebiegiem procesu nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej.
5. Sprawdzenie możliwości zrealizowania uprawy bezglebowej na:
 - rozcieńczonej znitryfikowanej urynie,
 - wodzie zawierającej wybrane surfaktanty anionowe,
 - rozcieńczonej, znitryfikowanej mieszaninie uryny i wody szarej.
6. Zbadanie wpływu składu badanych pożywek na parametry ilościowe, jakościowe oraz organoleptyczne roślin uprawianych bezglebowo.
7. Porównanie strategii produkcji nawozu i produkcji bezglebowej sałaty w zależności od stosowanych strumieni wsadowych.

Powyższe cele były realizowane w ramach 5 etapów prac, skupionych na poszczególnych zagadnieniach, odpowiednio:

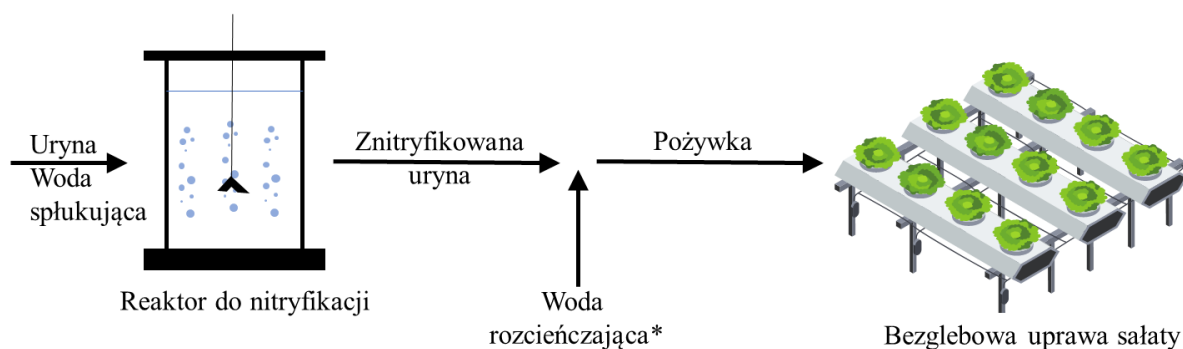
- **Etap 1.** Przeprowadzenie procesu nityfikacji uryny w reaktorze SBR w technologii osadu czynnego.

- **Etap 2.** Wykorzystanie oczyszczonego, rozcieńczonego strumienia uzyskanego w etapie 1. do bezglebowej uprawy sałaty.
- **Etap 3.** Sprawdzenie wpływu wybranych surfaktantów anionowych na bezglebową uprawę sałaty.
- **Etap 4.** Przeprowadzenie procesu nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej w reaktorze SBR w technologii osadu czynnego.
- **Etap 5.** Wykorzystanie oczyszczonego, rozcieńczonego strumienia uzyskanego w etapie 4. do bezglebowej uprawy sałaty.

Proces nityfikacji prowadzono w wielkolaboratoryjnym reaktorze SBR, stanowiącym element stacji pilotowej Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków (WOŚ), a uprawę roślin w bezglebowych modułach w skali laboratoryjnej. Badania prowadzono na strumieniach syntetycznych, preparowanych na podobieństwo strumieni rzeczywistych.

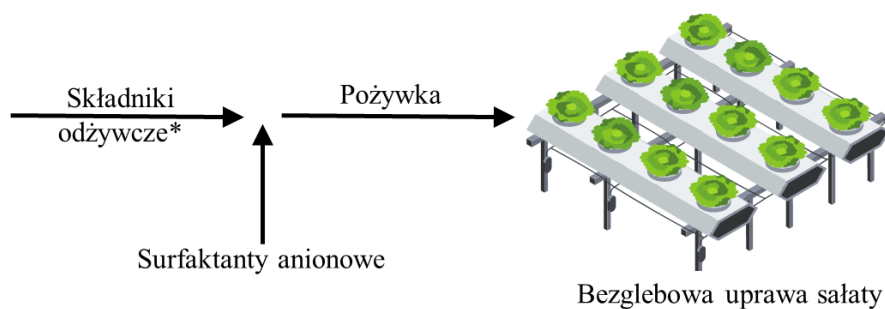
Z uwagi na dużą liczbę czynników fizyko-chemicznych oraz parametrów ruchowych reaktora SBR, mających potencjalnie szkodliwy wpływ na stabilność i efektywność nityfikacji roztworów o dużych stężeniach uryny i/lub surfaktantów, zdecydowano się na eksploracyjny charakter eksperymentów z osadem czynnym. Nie dążono do wyczerpującego zbadania bardzo szerokiego spektrum aspektów nityfikacji, rozkładu surfaktantów oraz parametrów ruchowych samego reaktora SBR. Kierując się wcześniejszą wiedzą, założono (częściowo arbitralnie) parametry prowadzenia eksperymentów z myślą o pragmatycznym osiągnięciu stabilnej pracy układu z możliwie wysoką wydajnością. W szczególności zrezygnowano z kontrolowania wieku osadu na ustalonym z góry poziomie, a raczej dążono do maksymalizacji stężenia osadu w reaktorze, z pragmatycznym celem wykazania możliwie stabilnego i efektywnego prowadzenia procesu osadu czynnego. Ewentualna optymalizacja parametrów pracy układów pozostaje poza zakresem niniejszej pracy.

Etapy 1. i 2. badań były realizowane w układzie schematycznie przedstawionym na Rysunku 11.



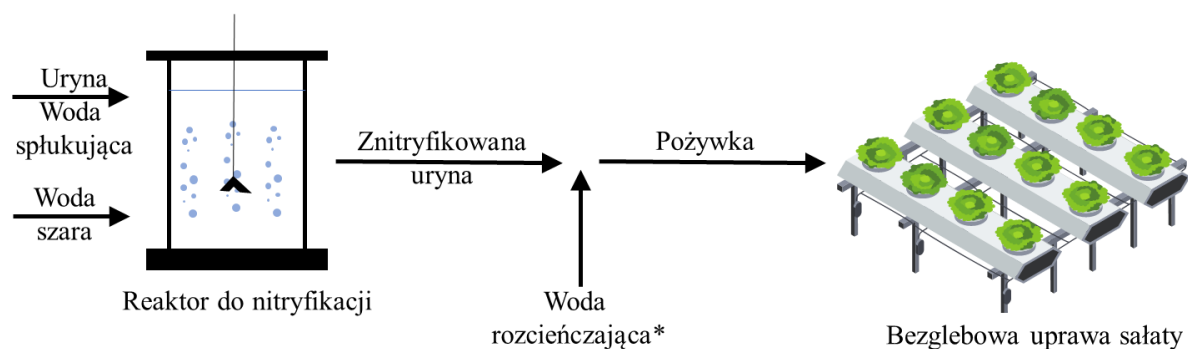
Rysunek 11. Schemat układu badawczego etapów 1. i 2. badań, dotyczących procesu nitryfikacji uryny oraz hydroponicznej uprawy sałaty na rozcieńczonej znitryfikowanej urynie. *Źródło wody (np. oczyszczona w inny sposób woda szara lub woda transpirująca – w badaniach była to woda zdemineralizowana).

Etap 3. badań został zrealizowany w układzie schematycznie przedstawionym na Rysunku 12.



Rysunek 12. Schemat układu badawczego etapu 2. badań, dotyczącego wpływu surfaktantów anionowych na uprawę bezglebową. *Źródło składników odżywczych (np. nitryfikacja uryny – w badaniach spreparowano na bazie wody zdemineralizowanej i nawozów komercyjnych).

Etap 4. i 5. badań zostały zrealizowane w układzie schematycznie przedstawionym na Rysunku 11.



Rysunek 13. Schemat układu badawczego etapów 4. i 5. badań, dotyczących procesu nityfikacji uryny i wody szarej oraz hydroponicznej uprawy sałaty na rozcieńczonej znitryfikowanej mieszaninie.

*Źródło wody (np. woda transpirująca – w badaniach była to woda zdemineralizowana).

Zakres prac niezbędnych do realizacji celów w odniesieniu do produkcji nawozów obejmował:

1. Doposażenie reaktora SBR i urządzeń towarzyszących, tak aby mogły służyć do procesu nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej.
2. Rozruch i długotrwała eksploatacja reaktora SBR, po jego zaszczepieniu osadem czynnym z komór osadu czynnego Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków w Janówku.
3. Cykliczna kontrola analityczna składu chemicznego ścieków oczyszczonych ($N-NH_4$, $N-NO_3$, $N-NO_2$, N_{og} , Cl , $ChZT$, zasadowość, EC, surfaktanty, zawiesiny).
4. Badania respirometryczne aktywności oddechowej osadu czynnego w warunkach braku lub obecności substratu oraz przy obecności substancji inhibitujących (FA, FNA, zasolenie, surfaktanty).

Zakres prac pozwalający na realizację celów w odniesieniu do produkcji roślin w uprawie bezglebowej obejmował:

1. Budowa stanowiska eksperymentalnego do uprawy bezglebowej w skali laboratoryjnej.
2. Cykliczne badania zmiany właściwości pożywki w czasie (parametry fizyczne, temperatura, EC, pH, objętość pobranej wody), parametry chemiczne (w zależności od eksperymentu: zawartość składników pokarmowych, stężenie surfaktantów anionowych).

3. Badania mas plonu zebranego po okresie wzrostowym sałaty (w zależności od eksperymentu: pomiar świeżej masy jadalnej (liście, łodygi), pomiar świeżej masy niejadalnej (korzenie), pomiar suchej masy jadalnej i niejadalnej).
4. Badania jakościowe zebranego plonu (w zależności od eksperymentu: skład pierwiastkowy tkanki roślinnej, zawartość wody, chlorofili A i B, karotenoidów, białek, pomiar czynników określających, czy roślina znajduje się w stanie stresu (np. H₂O₂, CAT, APX, TBARs) i jakie jest jego źródło).
5. Testy organoleptyczne (przez ochotników) roślin uprawianych na nawozie wyprodukowanym w procesie nityfikacji uryny oraz porównanie ich właściwości jakościowych z roślinami referencyjnymi, uprawianymi na dedykowanej pożywce.

8. TEZY PRACY

1. Możliwe jest osiągnięcie stabilnej i efektywnej pracy tlenowego reaktora SBR osadu czynnego, oczyszczającego stężoną urynę lub mieszaninę uryny i wody szarej o parametrach odpowiadających strumieniom powstającym w zamkniętych systemach kosmicznych.
2. Oczyszczanie uryny lub mieszaniny uryny i wody szarej w takim reaktorze pozwala na uzyskanie ścieków oczyszczonych o składzie umożliwiającym ich wykorzystanie w uprawie bezglebowej (po wcześniejszym rozcieńczeniu).

II. CZĘŚĆ EKSPERYMENTALNA

9. PRODUKCJA PŁYNNEGO NAWOZU W PROCESIE NITRYFIKACJI URYNY

9.1 CEL I ZAKRES

Głównym celem tej części pracy było uzyskanie stabilnego procesu pełnej nitryfikacji sztucznej uryny tak, aby otrzymać oczyszczony strumień na cele uprawy bezglebowej.

Założeniem było uzyskanie obciążenia uryną odpowiadającego 1–7 załogantom oraz sprawdzenie możliwości stabilnego prowadzenia procesu przy obniżeniu roboczego pH w reaktorze nitryfikacji do poziomu 5.5. Jest to graniczny poziom pH dla niektórych roślin uprawianych bezglebowo, np. sałaty, pomidora czy truskawki (Morgan, 1998). Praca reaktora przy niskim pH jest korzystna, z uwagi na ograniczenie niezbędnej, uzupełniającej dawki zasadowości, ale powstają obawy, że tak niski poziom pH (znacznie niższy od optymalnego - patrz podrozdział 5.3.3) może bardzo ograniczać możliwość efektywnej nitryfikacji.

Istotnym aspektem było także zbadanie odpowiedzi procesu na wysokie stężenia FA, FNA i wysokie zasolenie, wynikające z zastosowania uryny. Podczas prowadzenia eksperymentu wystąpiły dwie niezaplanowane awarie, które skutkowały wysokim stężeniem FA w reaktorze. Pozwoliło to na zbadanie odpowiedzi reaktora na taką ewentualność.

9.2 MATERIAŁY I METODY

9.2.1 Sztuczna uryna

Średni skład rzeczywistej ludzkiej uryny może się znacznie różnić w zależności od różnych czynników (dieta, płeć, stan zdrowia, wiek, miejsce zamieszkania). W celu zagwarantowania powtarzalności składu stosowanej uryny, w doświadczeniach zdecydowano się na użycie roztworu syntetycznego. Roztwór został przygotowany na podstawie receptury Feng i Wu (2006), która był już wcześniej wykorzystywana do badań odnoszących się do systemów kosmicznych (np. Bornemann i in. (2018)). Strumień ten dobrze odzwierciedla uśredniony skład uryny. W Tabeli 10. przedstawiono porównanie zawartości makroskładników w syntetycznej i rzeczywistej urynie.

Tabela 10. Porównanie zawartości makroskładników w syntetycznej i rzeczywistej urynie.

Pierwiastek	Stężenia w sztucznym strumieniu na podstawie Feng i Wu (2006), g/dm ³	Wartość średnia obliczona na podstawie danych literaturowych, g/dm ³ wartość średnia ± odchylenie standardowe (n–liczba wartości referencyjnych)	Referencja
N	6.99	6.97±3.59 (7)	Akpan-Idiok i in. (2012); Etter i in. (2011); Höglund i in. (2000); Jönsson i in. (1997); Jönsson i in. (2005); Kemacheevakul i in. (2011); Meinzinger and Oldenburg (2009); Pradhan i in. (2009); Pronk and Kone (2009); Tilley i in. (2008); Tuantet i in. (2014); Wilsenach and Loosdrecht (2002)
P	0.73	0.70±0.49 (7)	
K	2.00	2.11±0.89 (8)	
Ca	0.14	0.135±0.72 (7)	
S	0.54	0.53±0.40 (6)	
Mg	0.18	0.13±0.33 (6)	
Na	2.84	2.46±1.21 (7)	
Cl	4.90	4.77±2.79 (6)	

Przygotowany roztwór rozcieńczono wodą (symulującą wodę do spłukiwania) w proporcji 3:1, zgodnie z założeniami dotyczącymi zużycia wody do spłukiwania w kolonii kosmicznej (Anderson i in., 2018). W Tabeli 11 przedstawiono ostateczny skład uryny zmieszanej z wodą do spłukiwania. Do rozpuszczenia wszystkich składników z przepisu Feng i Wu (2006) stosowano wodę technologiczną dostępną w Oczyszczalni Ścieków.

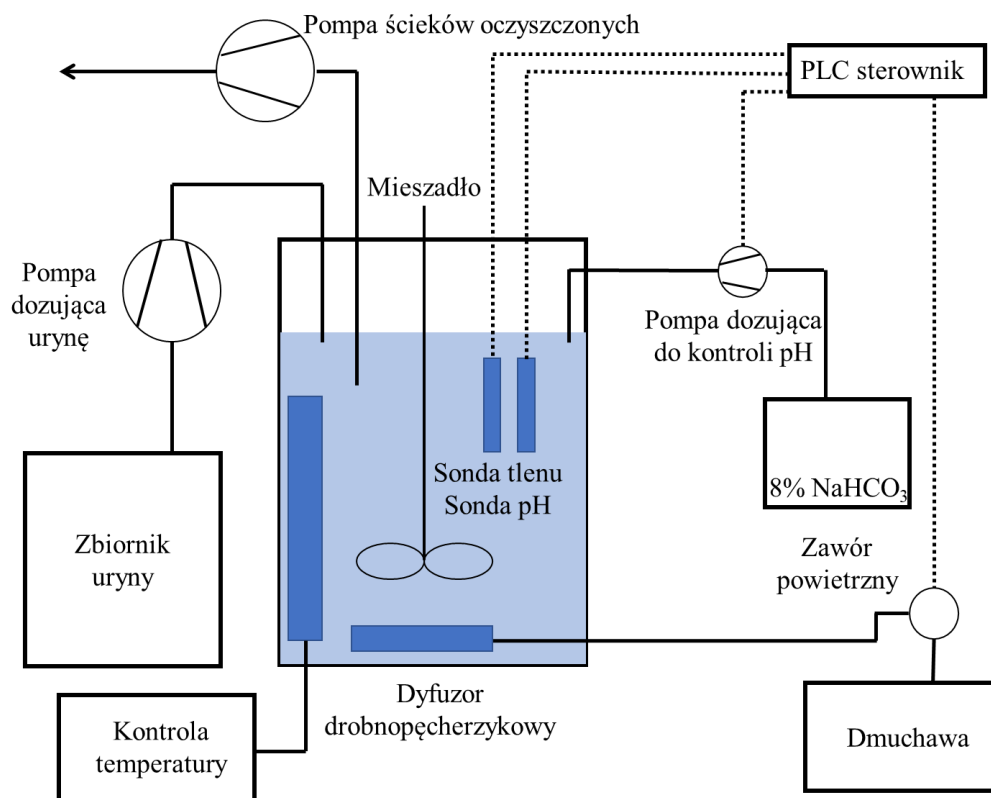
Tabela 11. Ostateczny skład uryny zmieszanej z wodą spłukującą w proporcji 3:1.

Pierwiastek	N	P	C	Mg	S	Ca	K	Na	Cl	
Stężenie	mg/dm ³	5250	550	2440	140	400	100	1500	2130	3680

Tak przygotowana mieszanina gromadzona do dnia 54. w beczkach o pojemności 40 dm³, a następnie w zbiorniku o pojemności 200 dm³. Zarówno beczki, jak i zbiornik wyposażone były w mieszadło mechaniczne, gwarantujące odpowiednie wymieszanie poszczególnych składników. Zbiornik wyposażono dodatkowo w czujnik poziomu cieczy, pozwalający na śledzenie zmian objętości dostępnego roztworu. Średnie ChZT uryny rozcieńczonej wodą spłukującą wynosiło 1100 mgO₂/dm³, a przewodnictwo 28.4±0.7 mS/cm. Wartość pH zależała istotnie od czasu przechowywania. Świeżo przygotowana mieszanina uryny i wody spłukującej miała pH w zakresie 5.0–6.0, natomiast po kilku dniach przechowywania pH wzrastało nawet do poziomu 9.0.

9.2.2 Instalacja badawcza

Eksperyment prowadzono w reaktorze SBR o maksymalnej pojemności roboczej 150 dm³. Pojemność robocza była zmienna i mieściła się w przedziale 70–125 dm³. Schemat reaktora przedstawiono na Rysunku 14. Reaktor był wyposażony w system akwizycji danych i automatycznej kontroli wszystkich głównych procesów (napełnianie i dekantacja, kontrola pH, kontrola stężenia tlenu rozpuszczonego, kontrola temperatury, mieszanie, napowietrzanie). Wnętrze reaktora SBR wykonano z PVC z izolacją termiczną, minimalizującą straty ciepła. Do regulacji temperatury zastosowano grzałkę wewnętrzną (ETG-K D50 AISI316L, Termik, 1.5 kW). Podczas fazy napowietrzania zawartość reaktora była mieszana (mieszadło HM-191, Kacperek, 370 W) i napowietrzana (pompa powietrza ES/ET 105, Charles Austen Pumps Ltd, 60 W). Surowy strumień dawkowy był przez pompę dozującą urynę (pompa perystaltyczna dopływowa TH25, Pompy Dozujące, max 1900 cm³/min, 18 W), natomiast strumień oczyszczony odbierany przez pompę do ścieków oczyszczonych (TH25, Pompy Dozujące, 1900 cm³/min, 18 W). Kontrolę pH prowadzono za pomocą sterownika PLC przy użyciu pompy perystaltycznej (TH15, Pompy Dozujące, max 280 cm³/min, 20 W), która dozowała 8% roztwór NaHCO₃. Znityfikowany strumień gromadzony był w osobnym zbiorniku, co pozwalało na pobieranie uśrednionych próbek do codziennych pomiarów jakości ścieków oczyszczonych.



Rysunek 14. Schemat reaktora SBR wykorzystanego w eksperymencie.

9.2.3 Parametry pracy reaktora SBR

W pierwszym dniu rozruchu reaktor SBR został zaszczipiony zagęszczonym osadem czynnym (40 dm^3), pobranym z przepompowni osadu nadmiernego bloku biologicznego WOŚ. Pobrany osad został zmieszany z wodą wodociągową w stosunku 1:1. Początkowe obciążenie SBR uryną ustalono na 4 dm^3 , w oparciu o wykonany pomiar szybkości nityfikacji w zaszczepie (pomiar zgodnie z metodologią przedstawioną w de Graaff i in. (2016)). Podczas eksploatacji układu kontrolowano stężenia poszczególnych form azotu w reaktorze. Każdorazowo po stwierdzeniu braku kumulacji N-NH_4 i N-NO_2 odpowiednio zwiększano obciążenie azotem - np. o 10%. W przypadku akumulacji N-NH_4 lub N-NO_2 zmniejszano obciążenie uryną lub zwiększano wartość zadaną pH. Objętość dawkowanej uryny mieściła się w zakresie $1.2\text{--}13.8 \text{ dm}^3/\text{d}$.

Podczas eksperymentu SBR pracował w reżimie 6 lub 4 cykli na dobę, z różną (od 3 do 7) liczbą napełnień w każdym cyklu (Rysunek 15). Okres napełniania był zawsze częścią fazy napowietrzania. Czas napełniania wynosił 1–2 min (zależnie od cyklu), a wprowadzana

objętość 300–400 cm³. Faza sedymentacji trwała 30 min, z czego podczas 2–4 ostatnich minut prowadzona była dekantacja (automatycznie lub manualnie).

1 – 54. doba eksperymentu																								
4 cykle na dobę (każdy po 6 godzin)																								
Godzina	1			2			3			4			5			6								
1 napełnienie	f	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	s	d*		
2 napełnienia	f	a	a	a	a	a	a	a	a	a	f	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	s	d*	
3 napełnienia	f	a	a	a	a	a	a	f	a	a	a	a	a	a	f	a	a	a	a	a	a	a	s	d*
4 napełnienia	f	a	a	a	a	a	f	a	a	a	a	f	a	a	a	a	f	a	a	a	a	a	s	d*
6 napełnień	f	a	a	a	f	a	a	a	f	a	a	a	f	a	a	f	a	a	a	f	a	a	s	d*
7 napełnień	f	a	a	f	a	a	f	a	a	f	a	a	f	a	a	f	a	a	f	a	a	a	s	d*

Po 54. dobie eksperymentu																		
6 cykli na dobę (każdy po 4 godzin)																		
Godzina	1			2			3			4								
6 napełnień	f	a	f	a	a	f	a	f	a	f	a	f	a	f	a	a	s	d

Legenda:

f – napełnianie

a – napowietrzanie i mieszanie

s – sedymentacja

d – dekantacja

* – jeśli konieczna

Rysunek 15. Schemat reżimu pracy reaktora SBR.

Liczba napełnień wzrastała wraz ze wzrastającym obciążeniem azotem, aby ograniczyć piki stężeń N-NH₄ na początku napełniania, co pomagało uniknąć kumulacji N-NH₄. Reaktor był stale napowietrzany i mieszany. Sedymentacja i dekantacja przez pierwsze 54 dni eksperymentu była inicjowana ręcznie i odbywała się co kilka dni. Pierwszą dekantację, ze względu na małą ilość dawkowej uryny na początku rozruchu (1.2–5.6 dm³/d), przeprowadzono w 30. dniu eksperymentu. W późniejszych etapach dekantację przeprowadzano co 2–7 dni. Od dnia 170. eksperymentu dekantacja była prowadzona automatycznie. Nie prowadzono celowego usuwania osadu nadmiernego, bo miała miejsce mimowolna jego ucieczka w wyniku pienia. Stężenie osadu czynnego ustalało się samo, na poziomie wynikającym z ilości zawiesiny uciekającej z układu ze ściekami oczyszczonymi.

Zadane parametry pracy reaktora SBR przedstawiono w Tabeli 12. Biorąc pod uwagę łatwą dostępność ciepła odpadowego w pozaziemskich misjach kosmicznych (Mazzetti i in.,

2019), zdecydowano się na roboczą temperaturę 30°C, z myślą o uzyskaniu możliwie dużych szybkości procesu.

Tabela 12. Zadane parametry pracy reaktora SBR.

Parametr	Zakres	Uwagi
Stężenie tlenu rozpuszczonego mgO_2/dm^3	Wartość zadana: 3.0	Obserwowano wzrost stężenia w fazie napowietrzania po utlenieniu całego dostępnego N-NH_4 . Było to spowodowane przewymiarowaniem systemu napowietrzania.
pH	Początkowo nastawa pH 7.0. Po 55 dniach stopniowe obniżanie do 5.5. Końcowa nastawa pH 5.9	Różne wartości zadane w zależności od fazy eksperymentu. Podczas normalnej pracy kontrola pH była precyzyjna z odchyleniami nie przekraczającymi 0.1.
Temperatura, °C	30	Regulacja temperatury była precyzyjna z odchyleniami nie przekraczającymi 0.5°C.

9.2.4 Metody analityczne

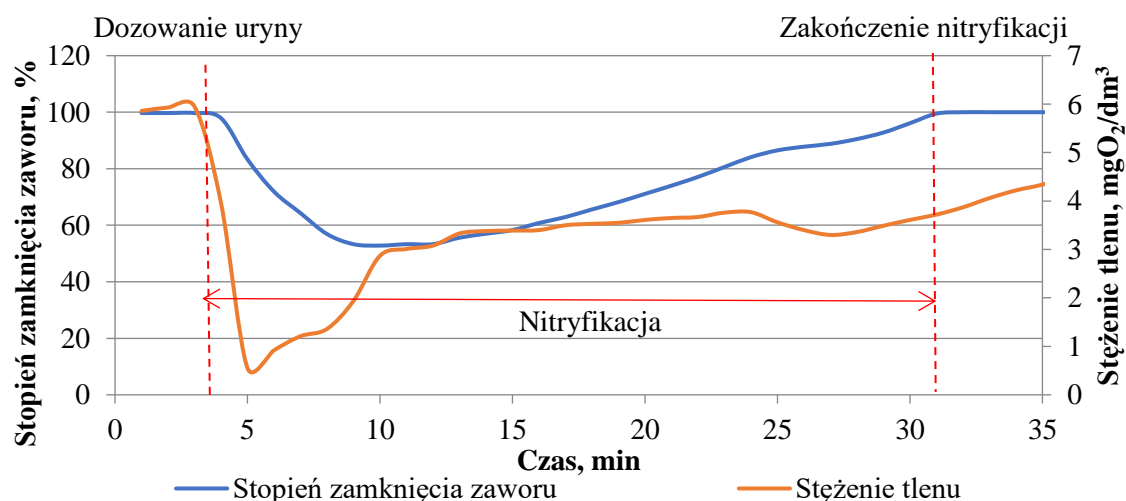
Zakres i metodykę oznaczeń analitycznych wykonywanych w trakcie badań zestawiono w Tabeli 13. Do pomiarów analitycznych z wykorzystaniem testów kuwetowych używano spektrofotometr DR3900 firmy Hach. Do filtracji próbek wykorzystywano filtry z włókna szklanego o nominalnej średnicy porów 1.2 μm .

Tabela 13. Wykaz zakresu i metodyki oznaczeń analitycznych.

Parametr	Metodyka / Nr normy			
ChZT	Hach-Lange	LCK314	15–150	$\text{g O}_2/\text{m}^3$
		LCK514	100–2000	$\text{g O}_2/\text{m}^3$
Azot ogólny	Hach-Lange	LCK338	20–100	$\text{g N}/\text{m}^3$
Azot amonowy	Hach-Lange	LCK303	2–47	$\text{g N}/\text{m}^3$
Azot azotynowy	Hach-Lange	LCK341	0.015–0.6	$\text{g N}/\text{m}^3$
		LCK342	0.6–6	$\text{g N}/\text{m}^3$
Azot azotanowy	Hach-Lange	LCK340	5–35	$\text{g N}/\text{m}^3$
Chlorki	Hach-Lange	LCK311	1–1000	$\text{g Cl}/\text{m}^3$
Zawiesiny ogólne, mineralne i organiczne	PN-EN 872 2007 + Ap1:2007			
Zasadowość	PN-90/C-04576/07			
pH	Endress Hauser Memosens COS81D + Oxymax COS61 + SCADA			
Temperatura				
Tlen rozpuszczony				
EC	WTW Multi 350i + Hach CDC401			

9.2.5 Pomiar szybkości nitryfikacji

Do pomiaru szybkości nitryfikacji zaadaptowano metodę przedstawioną przez Gu i in. (2012). Bazuje ona na obserwacji stopnia zamknięcia zaworu regulacyjnego dopływu powietrza do dyfuzora w reaktorze SBR, sprzężonego z pomiarem on-line stężenia tlenu rozpuszczonego (Rysunek 16). Układ regulacji próbuje utrzymać zadane stężenia tlenu rozpuszczonego ($3 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$), doprowadzając odpowiednio więcej/mniej powietrza w odpowiedzi na rosnące/malejące zużycie tlenu w procesie nitryfikacji. Nitryfikacja rozpoczyna się w momencie startu dawkowania uryny, a jej zakończenie wyznacza moment całkowitego zamknięcia zaworu dopływu powietrza. Upływ czasu między tymi dwoma charakterystycznymi momentami przyjmowano jako czas trwania nitryfikacji w danym cyklu pracy SBR. Widoczny na Rysunku 16. wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego przy całkowicie zamkniętym dopływie sprężonego powietrza, jest skutkiem pracy mieszadła mechanicznego. Dobowy czas trwania nitryfikacji obliczano sumując czasy nitryfikacji wyznaczone w kolejnych (np. 4) cyklach, składających się na dobę pracy reaktora. Na podstawie sumy stężeń N-NO_3 i N-NO_2 oznaczonych w ściekach oczyszczonych (zgromadzonych z całej doby pracy reaktora) obliczano dobowy ładunek znitryfikowanego azotu (gN/d). Średnią w dobie objętościową szybkość nitryfikacji ($\text{gN/dm}^3 \cdot \text{d}$) obliczano dzieląc ten ładunek przez sumaryczny czas nitryfikacji w dobie (d/d) i objętość reaktora (dm^3). Szybkość nitryfikacji na jednostkę biomasy ($\text{gN/g sm} \cdot \text{d}$) obliczano dzieląc szybkość w jednostkach objętościowych ($\text{gN/dm}^3 \cdot \text{d}$) przez stężenie osadu czynnego w reaktorze (g sm/dm^3).



Rysunek 16. Typowy przebieg zmian stężenia tlenu i stopnia zamknięcia zaworu w typowym okresie napowietrzania.

Ta metoda pomiaru szybkości nityfikacji była stosowana podczas typowego przebiegu pracy reaktora SBR, tzn., gdy reaktor był napowietrzany i mieszany oraz regulacja pH funkcjonowała prawidłowo. Warunki te nie były spełnione w okresach dwóch awarii, które wystąpiły podczas eksploatacji reaktora. Wówczas szybkość nityfikacji wyznaczano na podstawie nachylenia krzywej zmian stężenia N-NH₄ (Kristensen i in., 1992) w SBR, mierzonego kilkakrotnie w czasie fazy napowietrzania, z użyciem testów kuwetowych Hach-Lange'a.

Dokładność metody opartej na śledzeniu stopnia zamknięcia zaworu regulacyjnego sprawdzono kilkakrotnie, przez porównanie wyników z wynikami równoległych eksperymentów, opartych o pomiar zmian stężenia N-NH₄ w reaktorze SBR z wykorzystaniem testów kuwetowych. Rozbieżności wynosiły 2–10%.

9.2.6 Pomiary respirometryczne

Aktywność oddechową mikroorganizmów mierzono techniką respirometryczną w trybie cyklicznego pomiaru OUR (Oxygen Uptake Rate) (Spanjers, 1999; Spanjers i Vanrolleghem, 1995). Wykorzystano respirometr BM-EVO firmy Surcis z pomiarem pH i aktywną kontrolą temperatury. W zależności od potrzeb, wynik OUR (mgO₂/dm³·h) przedstawiano w przeliczeniu na jednostkę biomasy SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate, mgO₂/h·g sm).

Testy respirometryczne przeprowadzono w ramach badania wpływu zasolenia, FA i FNA na przebieg nityfikacji uryny. Dzień przed planowanym wykonaniem pomiarów wyłączano dopływ uryny do reaktora SBR. W fazie napowietrzania z reaktora SBR pobierano 1 dm³ osadu i rozcieńczano go w stosunku 1:2. Po umieszczeniu w respirometrze ustalano oczekiwane parametry (pH oraz temperaturę). Następnie dozowano odpowiedni reagent (NH₄Cl dla testów z FA, NaNO₂ dla testów z FNA) w ilości niezbędnej do uzyskania zakładanego stężenia początkowego N-NH₄ lub N-NO₂. Tak przygotowaną próbkę poddawano pomiarowi OUR. Na początku i końcu każdego pomiaru oznaczano stężenie osadu czynnego w próbce. Po ustabilizowaniu pH, kontrolowano je ciągle, aby utrzymać zadaną wartość, wykorzystując roztwory NaHCO₃ i H₂SO₄.

Eksperymenty dotyczące wpływu zasolenia prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 6.5 i czterech poziomach zasolenia (12.8, 17.5, 35.5, 56.5 mS/cm).

Eksperymenty dotyczące wpływu FA prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 8.0 i trzynastu stężeniach początkowych FA: 1.19, 3.6, 5.6, 8.4, 9.8, 11, 16.8, 23.4, 34, 57, 120, 211.9, 277 mgN/dm³.

Eksperymenty dotyczące wpływu FNA prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 6.0 i jedenastu stężeniach początkowych FNA: 0.0295, 0.0955, 0.0962, 0.1367, 0.1565, 0.1893, 0.2505, 0.3327, 0.4801, 0.7469, 0.9462 mgN/dm³.

9.3 REZULTATY

9.3.1 Przebieg eksperymentu

Eksperyment prowadzono nieprzerwanie przez 225 dób. Objętość dawkowanej uryny mieściła się w zakresie 1.2–13.8 dm³/d. Obciążenie azotem mieściło się w zakresie 60–1145 mgN/dm³·d, średnio wynosząc 430 mgN/dm³·d. Przebiegi czasowe objętości dawkowanej uryny, stężenia osadu czynnego oraz stężenia N-NO₃ w ściekach oczyszczonych przedstawiono na Rysunku 17. Rysunki 18., 19. i 20. przedstawiają kolejno stężenia N-NH₄ i N-NO₂ w ściekach oczyszczonych, zmiany szybkości nityfikacji objętościowej i masowej w trakcie eksperymentu oraz zmiany wartości EC i zadanej nastawy pH w reaktorze.

Eksploatacja układu została zakłócona przez dwie poważne i kilka mniejszych awarii. Dwa duże zakłócenia skutkowały pojawieniem się wysokich stężeń FA. Pierwsze z nich wystąpiło w 41. dobie eksperymentu, przy objętości dawkowanej uryny równej 10 dm³/d. Spowodowało to kumulację azotu amonowego, wzrost pH i w konsekwencji wzrost FA do wartości ekstremalnych. Drugie zdarzenie wystąpiło w 72. dobie eksperymentu, przy maksymalnej objętości dawkowanej uryny (13.8 dm³/d). Obie awarie są szczegółowo opisane w kolejnych podrozdziałach. Inne, mniejsze zakłócenia (np. awaria sondy pH, awaria napełniania) nie były aż tak istotne dla przebiegu procesu i skutkowały znacznie mniejszą kumulacją N-NH₄ lub N-NO₂. Na pojawienie się kumulacji reagowano dwojako, zmniejszając obciążenie azotem lub podwyższając nastawę pH (w późniejszych etapach eksperymentu).

Ze względu na stopniowe utlenianie materii organicznej wprowadzonej z zaszczepem osadu czynnego, zanik heterotrofów, stężenie osadu w reaktorze zmniejszyło się prawie 2-krotnie w ciągu pierwszych 20 dób rozruchu, mimo braku odbioru osadu nadmiernego. W kolejnych dniach stężenie osadu utrzymywało się na względnie stałym poziomie,

z niewielką tendencją wzrostową od 55. do około 100. doby. Następnie oscylowało w zakresie 4500–5000 mg sm/dm³.

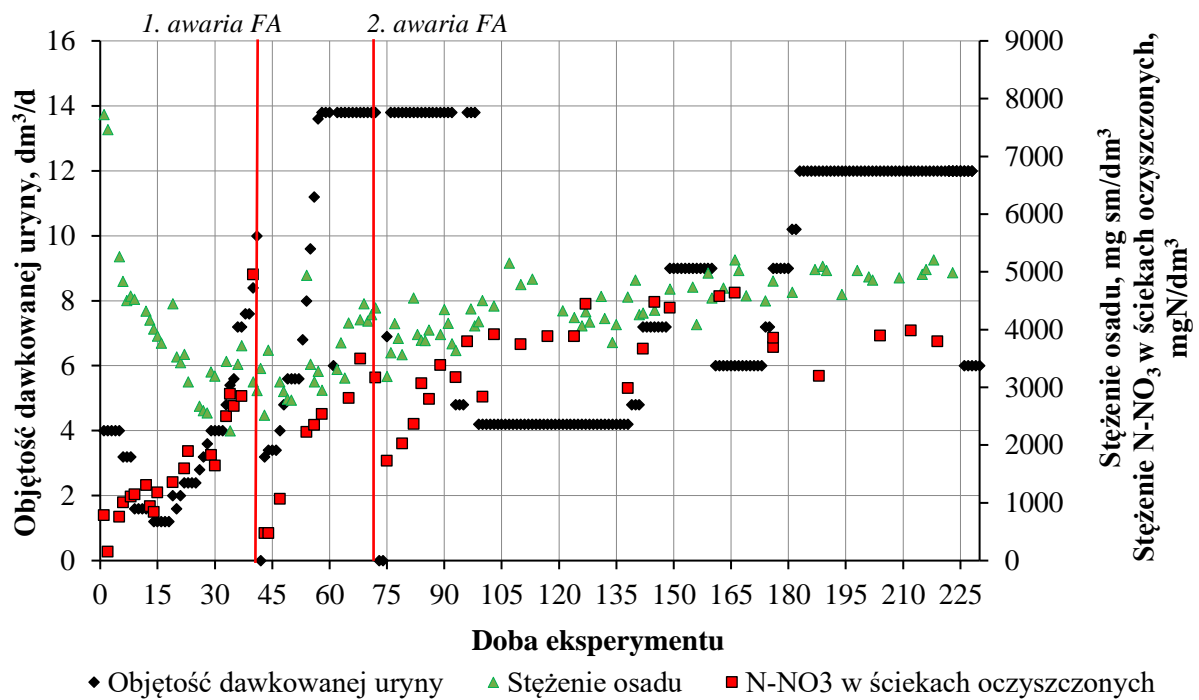
Maksymalne obciążenie uryną (13.8 dm³/d) i najniższe zadane pH (5.5) utrzymywano w dobach od 83. do 98. Ze względu na ograniczony dostęp do instalacji (z powodu pandemii SARS-CoV-2) oraz incydenty kumulacji azotu amonowego (w 93. i 98. dobie), od 99. doby zmniejszono obciążenie reaktora uryną (z 13.8 do 4.2 dm³/d). W 110. dobie wystąpiła kumulacja N-NH₄, w związku z czym zwiększono nastawę pH do 5.8. Kolejna zmiana nastawy pH (o 0.1) w górę miała miejsce w 160. dobie. Od tego czasu nastawa pH pozostawała już na tym poziomie do końca trwania eksperymentu. Od 141. doby stopniowo zwiększano obciążenie reaktora uryną, aż do 12 dm³/d, odpowiadającego ładunkowi uryny od 6 załogantów.

Skuteczność nityfikacji (rozumiana jako stosunek sumy N-NO₃ i N-NO₂ w odpływie do azotu ogólnego w dopływie z reaktora) utrzymywała się na poziomie >90% podczas całego eksperymentu. Suma stężeń mineralnych form azotu w odpływie była mniejsza od stężenia azotu ogólnego. Różnica wynika z niepełnej hydrolizy mocznika zawartego w urynie. Wielkość tej różnicy, reprezentująca mocznik pozostający w odpływie z reaktora, wahała się w zakresie 0–1300 mgN/dm³. Przebieg czasowy stosunku sumy azotu amonowego, azotynowego i azotanowego do azotu ogólnego w odpływie, przedstawiono na Rysunku 21. Problemy z niekompletną hydrolizą mocznika obserwowano także w innych badaniach dotyczących nityfikacji uryny (np. Chen (2009), Jiang i in. (2011), Morse i in. (2003), Muys (2014)).

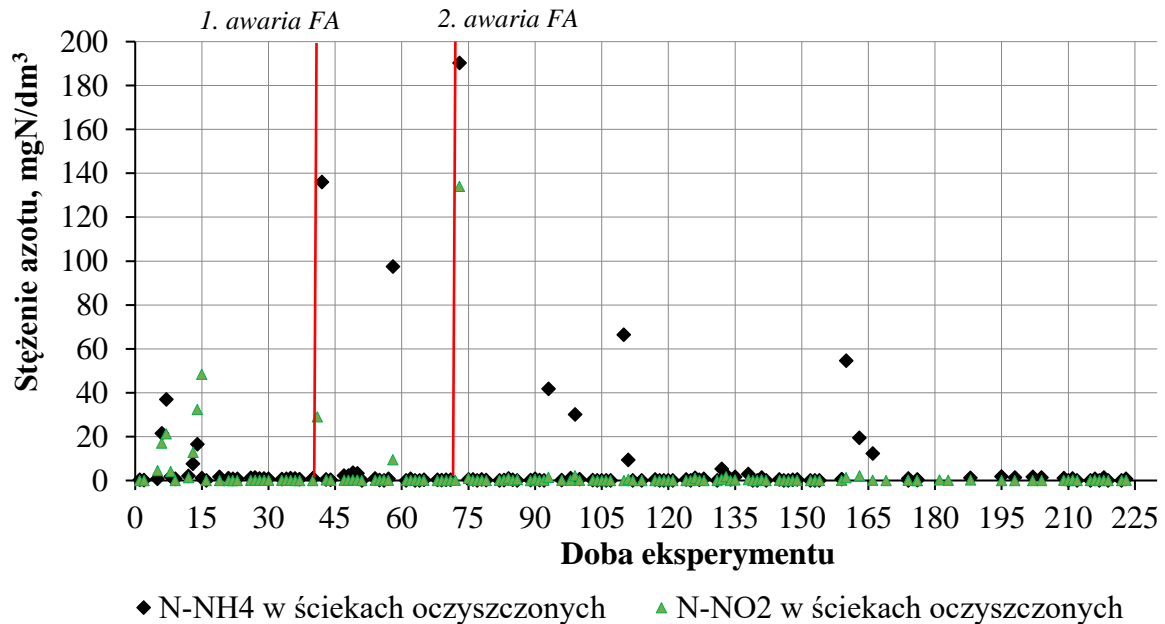
Podczas całego eksperymentu ubytek ChZT utrzymywał się stabilnie na poziomie powyżej 90%, niezależnie od epizodów awarii.

Szybkość nityfikacji cechowała się wyraźną tendencją wzrostową, aż do załamania wskutek pierwszego incydentu FA w 41. dobie eksperymentu. W wyniku wdrożonych działań zaradczych szybkość nityfikacji szybko wzrosła do maksymalnej wartości 1512 mgN/dm³·d, a następnie stopniowo spadała do wartości porównywalnych do tych sprzed incydentu. W wyniku powolnego zwiększania ilości dawkowej uryny, przy jednoczesnym obniżaniu nastawy pH (do 5.7), szybkość nityfikacji wykazywała tendencję rosnącą, stabilizując się na średnim poziomie 920 mgN/dm³·d. Po wystąpieniu kolejnego incydentu FA (w 72. dobie) i wdrożeniu działań zaradczych, obserwowano podobną tendencję jak w przypadku pierwszej

awarii, z następującymi po sobie pikiem i powolnym spadkiem szybkości nityfikacji. Po awarii podniesiono nastawę pH z powrotem do poziomu 7.0, a następnie powoli obniżano do 5.5. Ograniczone obciążenie azotem (od 99. do 136. doby) i zmniejszany poziom nastawy pH mogły być przyczyną dalszego zmniejszania się szybkości nityfikacji. Jest to potencjalnie problematyczna sytuacja szczególnie w odniesieniu do misji kosmicznych, gdzie oczekuje się, że zastosowany system będzie szybko i sprawnie odzyskiwał szybkość procesu po ewentualnym obniżeniu dawkowania strumienia wsadowego. W końcowym etapie eksperymentu, mniej więcej od 181. doby, przy obciążeniu uryną 12 dm³/d i nastawie pH 5.9, średnia szybkość nityfikacji wynosiła 455 mgN/dm³·d.

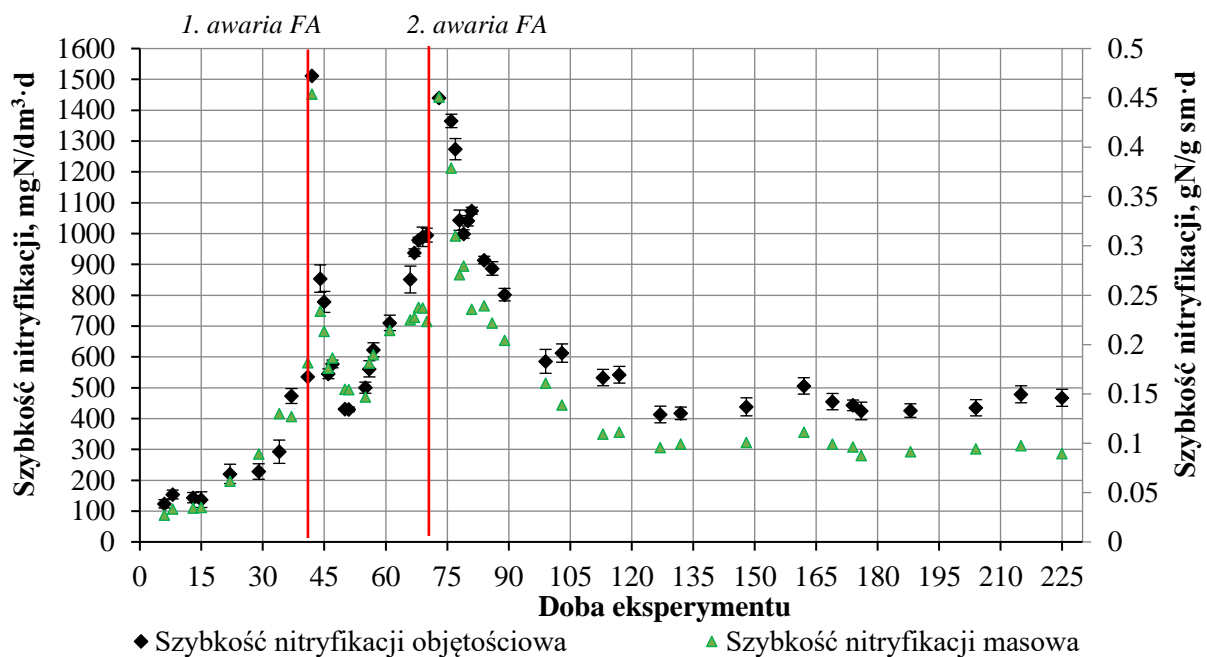


Rysunek 17. Objętość dawkowej uryny, stężenie osadu w reaktorze i stężenie N-NO₃ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.

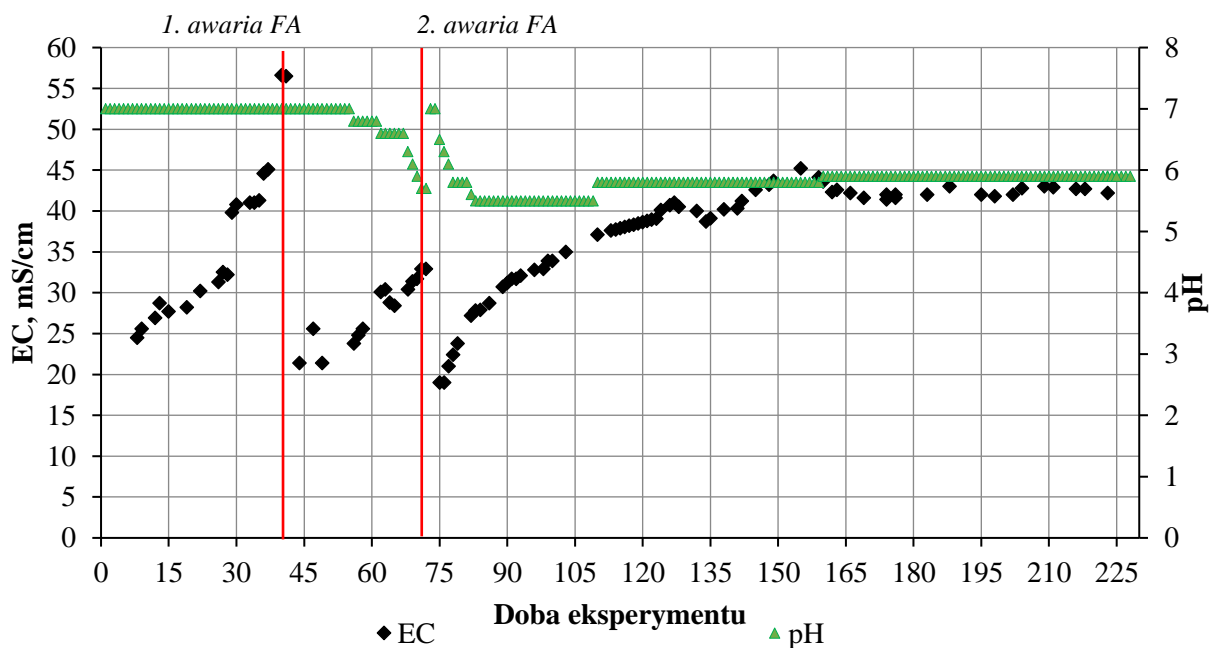


Rysunek 18. Stężenie N-NH₄ i N-NO₂ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.

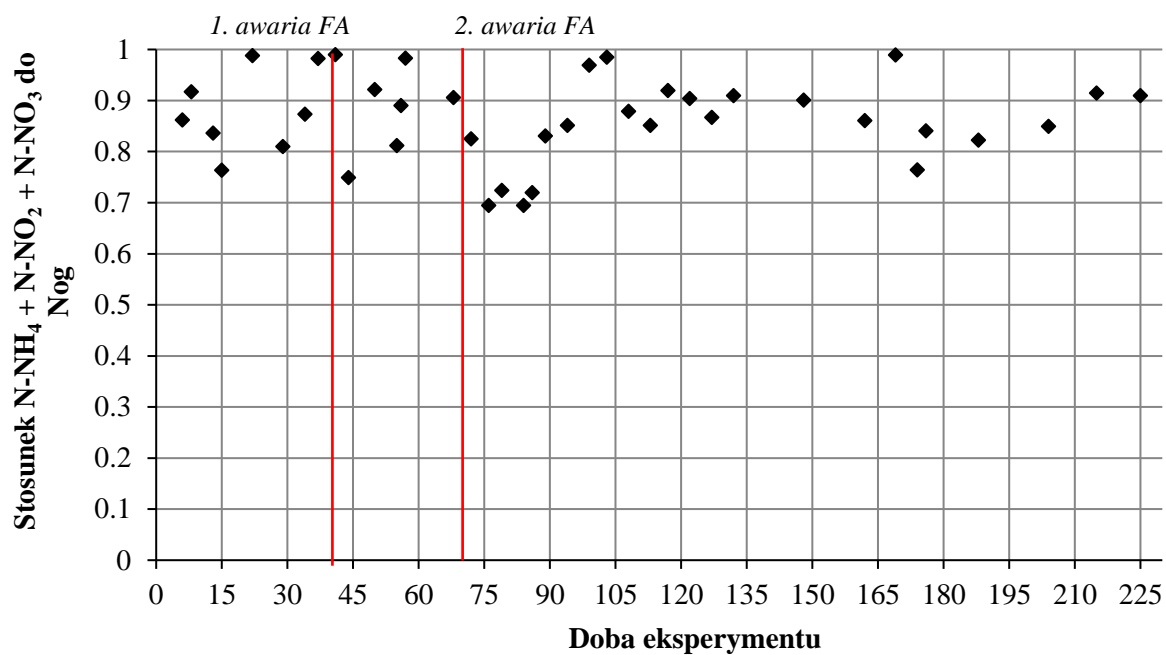
* Dwa piki przy incydentach z FA nie pokazane na rysunku w celu zachowania skali. W dniu 41. stężenie N-NH₄ wzrosło do 807 mgN/dm³, natomiast w dniu 72. do 756 mgN/dm³.



Rysunek 19. Szybkość nitrifikacji w czasie eksperymentu nitrifikacji uryny.



Rysunek 20. EC i zadana nastawa pH w reaktorze w czasie eksperymentu nitrifikacji uryny.



Rysunek 21. Stosunek sumy azotu amonowego, azotynów i azotanów do azotu ogólnego podczas trwania eksperymentu.

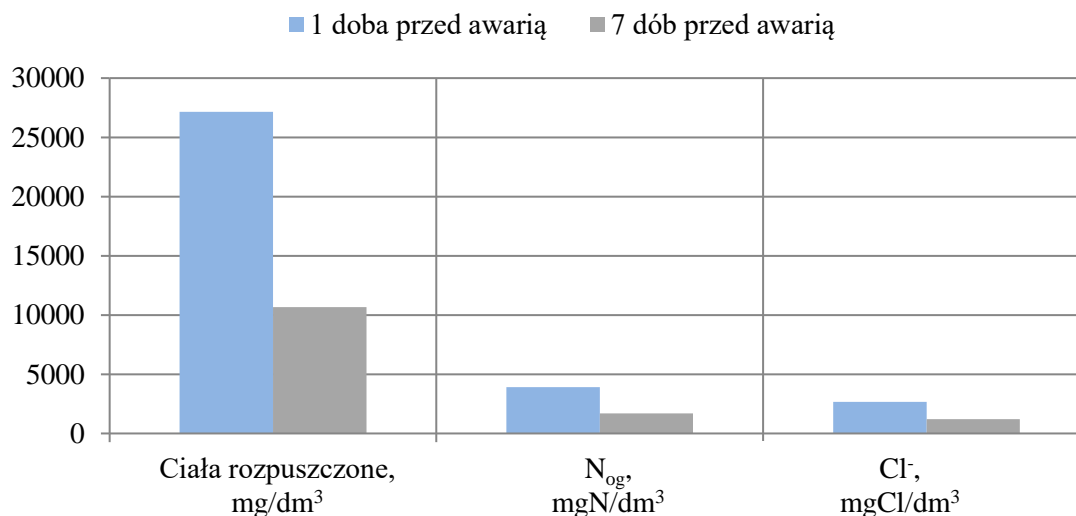
9.3.2 Pierwszy incydent FA

Pierwszy incydent z wolnym amoniakiem miał miejsce w 41. dobie eksperymentu. Z powodu awarii systemu sterowania pompa dozująca urynę nie została wyłączona na końcu rutynowej fazy napełnienia. W efekcie do reaktora trafiło 40 dm³ uryny, aż do jego całkowitego wypełnienia. Azot amonowy osiągnął wartość szczytową 807 mgN/dm³, a pH wzrosło do poziomu 8.8. W konsekwencji stężenie FA wzrosło do 280 mgN/dm³, co doprowadziło do całkowitego zatrzymania nitryfikacji. Całkowity czas ekspozycji biomasy na podwyższone stężenie FA wynosił około 19 godzin. Po dostrzeżeniu problemu niezwłocznie podjęto następujące działania zaradcze:

- osad czynny zagęszczono na dnie reaktora,
- ciecz znad osadu zdekantowano,
- osad w reaktorze kolejno trzykrotnie przemyto wodą wodociągową i obniżono pH.

W wyniku podjętych działań nastąpił spadek stężenia FA w reaktorze, co zaowocowało bardzo szybkim przywróceniem nitryfikacji. Szybkość nitryfikacji wzrosła do 1512 mgN/dm³·d, co było wartością 3-krotnie wyższą od typowych wartości z okresu przed zdarzeniem. W ciągu kolejnych 5 dób szybkość nitryfikacji stopniowo spadała do wartości porównywalnych z obserwowanymi przed zdarzeniem (średnio 454±86 mgN/dm³·d).

W wyniku wdrożonych działań zaradczych stężenia w reaktorze uległy zmianie, w stosunku do odpowiednich wartości przed awarią (Rysunek 22.).



Rysunek 22. Zmiany w stężeniu ciał rozpuszczonych, azotu ogólnego i chlorków przed awarią i po wdrożeniu działań zaradczych.

9.3.3 Drugi incydent FA

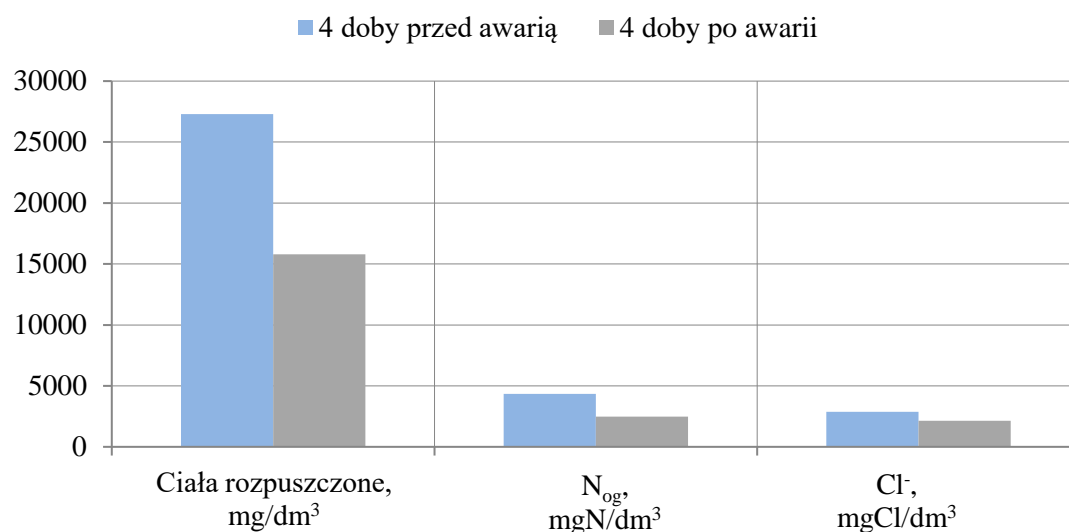
Drugi incydent z wolnym amoniakiem wystąpił w 72. dobie eksperymentu i był spowodowany awarią systemu napowietrzania. W wyniku awarii reaktor nie był napowietrzany przez ponad 27 godzin, ale rutynowe elementy cyklu pracy SBR (Rysunek 15.) były realizowane, z tym, że w planowej fazie reakcji nie był dostarczany tlen. Napełnianie reaktora odbywało się zgodnie z harmonogramem pomimo braku napowietrzania. Z powodu braku tlenu stężenie N-NH₄ i pH w reaktorze stopniowo wzrastały do wysokich wartości. Azot amonowy osiągnął wartość szczytową 756 mgN/dm³, pH wzrosło do 8.18, a wolny amoniak do 84 mgN/dm³. Po 27 godzinach przywrócono system napowietrzania do normalnej pracy.

Ponownie wdrożono działania naprawcze:

- osad czynny zagęszczono na dnie reaktora,
- ciecz znad osadu zdekantowano,
- osad w reaktorze kolejno trzykrotnie przemyto wodą wodociągową i obniżono pH do wartości zadanej.

Po wprowadzeniu dekantacji i rozcieńczenia parametry operacyjne powróciły do prawidłowych wartości. Dozowanie uryny zostało wstrzymane na 2 dni, aby umożliwić biomase powrót do optymalnej aktywności. Po przywróceniu dozowania uryny szybkość nitryfikacji wzrosła znacząco do $1440 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$ (1.50-krotnie więcej niż regularne wartości przed awarią). W ciągu tygodnia od incydentu notowano regularny spadek szybkości nitryfikacji, aż do osiągnięcia poziomu sprzed awarii ($919 \pm 41 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$).

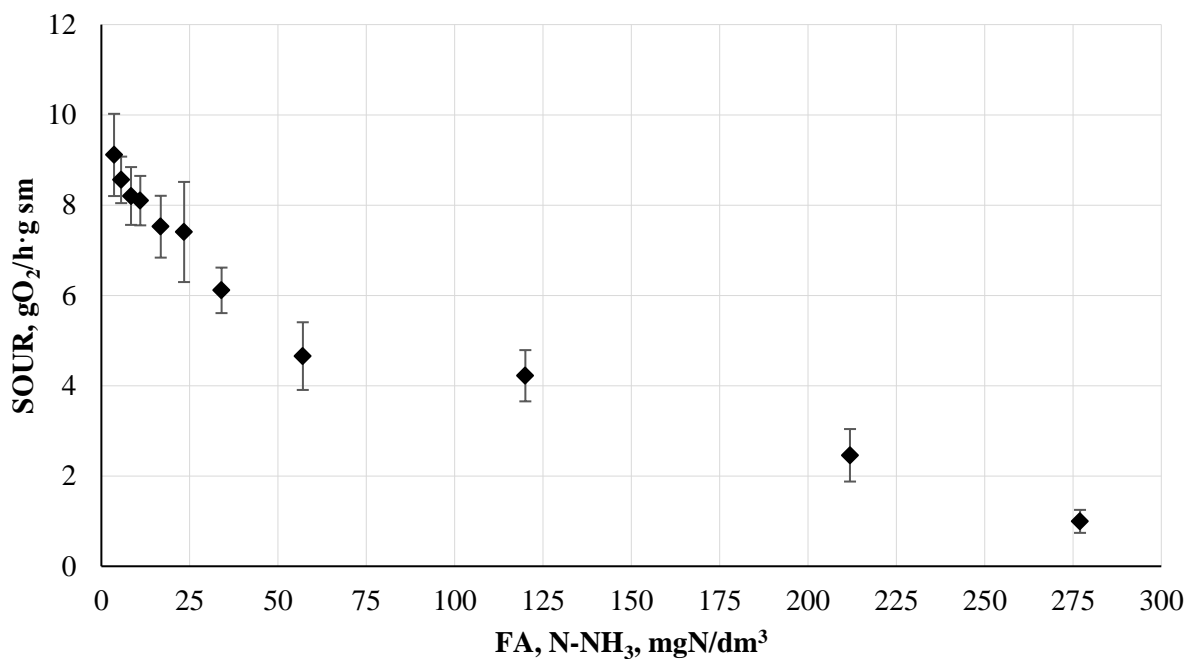
W wyniku wdrożenia działań zaradczych stężenia w reaktorze uległy zmianie, w stosunku do odpowiednich wartości przed awarią (Rysunek 23.).



Rysunek 23. Zmiany w stężeniu ciał rozpuszczonych, azotu ogólnego i chlorków przed awarią i po wdrożeniu działań zaradczych.

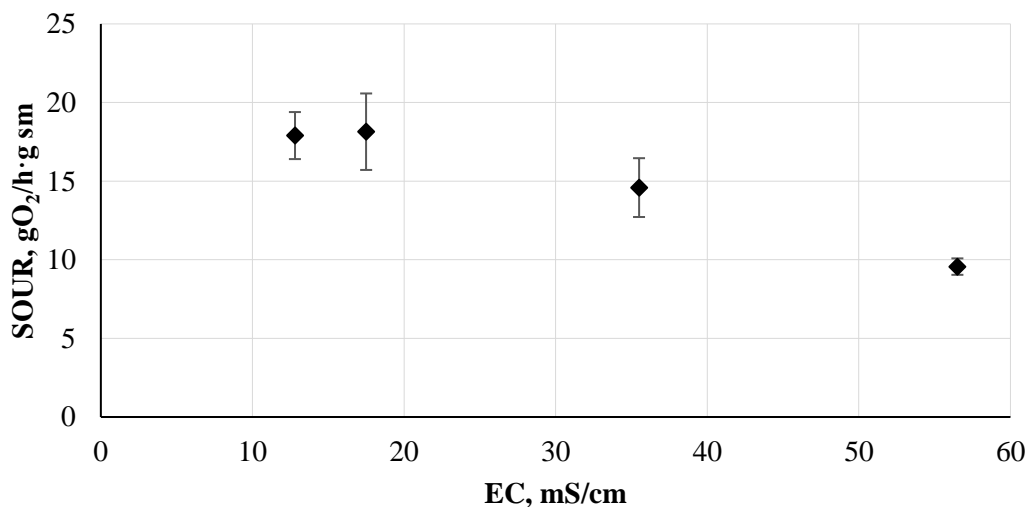
9.3.4 Pomiary respirometryczne

W celu zbadania wpływu FA na aktywność osadu czynnego wykonano serię pomiarów respirometrycznych, przy różnych stężeniach początkowych FA. Przebieg zmian jednostkowej szybkości zużycia tlenu (SOUR) w zależności od stężenia FA przedstawiono na Rysunku 24.



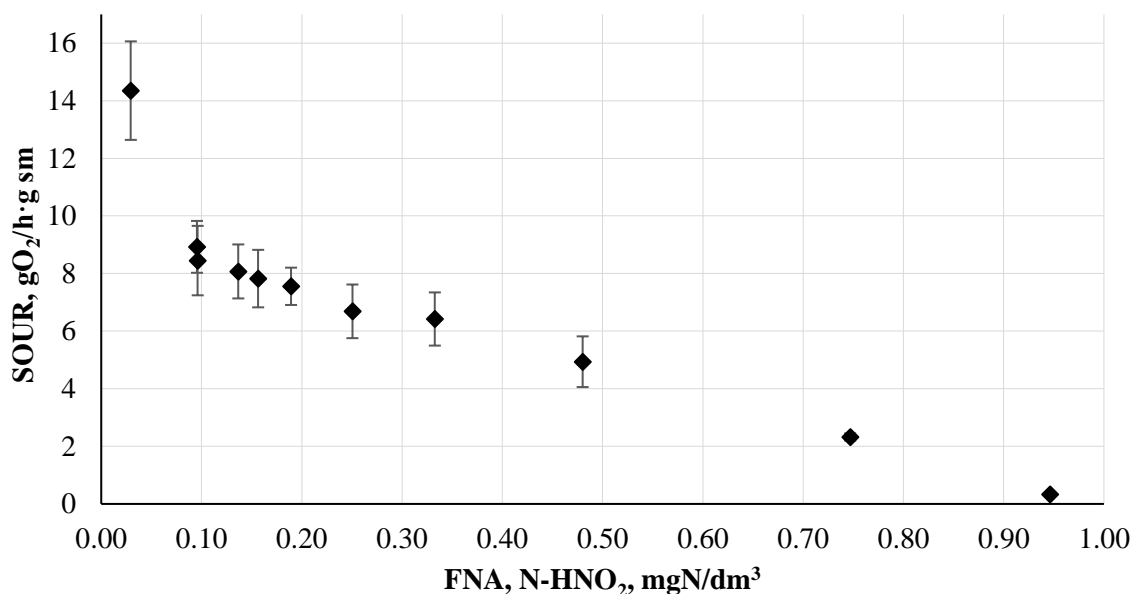
Rysunek 24. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FA.

Wpływ zasolenia na aktywność oddechową osadu zbadano dla czterech różnych poziomów zasolenia (12.8, 17.5, 35.5, 56.5 mS/cm). Przebieg zależności przedstawiono na Rysunku 25.



Rysunek 25. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od zasolenia (mierzonego przewodnością elektrolityczną).

Pomiary respirometryczne, mające na celu zbadanie wpływu FNA na aktywność biomasy, wykonano dla różnych wartości stężenia FNA. Wyniki badań przedstawiono na Rysunku 26.



Rysunek 26. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FNA.

9.4 DYSKUSJA

9.4.1 Wydajność procesu

Ogląd przebiegów czasowych pracy reaktora wskazuje, że szybkość nityfikacji wynosiła maksymalnie 1440–1512 mgN/dm³·d, a jej wartość średnia w okresie stabilnej pracy przed drugą awarią 919±41 mgN/dm³·d (przy pH 5.9–6.8). Średnia szybkość uzyskana podczas stabilnej pracy reaktora pod koniec eksperymentu (przy stabilnym pH na poziomie 5.9) była niższa i wynosiła 454±27 mgN/dm³·d. Wydajności reaktorów osadu czynnego uzyskane w eksperymentach innych autorów (np. Udert i in. (2003), Chen (2009), Sun i in. (2012a,b), Mackey i in. (2016), czy Chen i in. (2017)) były porównywalne. Udert i in. (2003) porównali działanie trzech różnych reaktorów: reaktor przepływowy z ruchomym złożem biofilmowym (MBBR), reaktor przepływowy osadu czynnego o pełnym wymieszaniu (CSTR), sekwencyjny reaktor porcjowy (SBR) osadu czynnego. Należy zaznaczyć, że w każdym typie reaktora realizowano inny cel (MBBR - produkcja roztworu azotanów amonu jako nawozu, CSTR - produkcja mieszaniny amonowo-azotynowej jako wsadu do procesu anammox, SBR - produkcja mieszaniny amonowo-azotynowej do chemicznego utleniania azotynów). Średnie szybkości dla poszczególnych reaktorów wynosiły 380±30 mgN/dm³·d (MBBR), 790±20 mgN/dm³·d (CSTR) oraz 280±20 mgN/dm³·d (SBR). Chociaż średnia wydajność nityfikacji w reaktorze SBR była niska, to należy zauważyć, że maksymalna

uzyskana szybkość nityfikacji była prawie 5 razy wyższa ($1300 \pm 100 \text{ mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$). Należy zwrócić uwagę, że porównanie objętościowych szybkości nityfikacji ($\text{mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$) uzyskanych w różnych reaktorach laboratoryjnych, zasadniczo nie daje wystarczającej podstawy do porównawczej oceny dobroci poszczególnych rozwiązań. Celowe byłoby uwzględnianie także szybkości nityfikacji na jednostkę biomasy ($\text{gN/g sm} \cdot \text{d}$), bo szybkość objętościową można zwiększyć, jeżeli realnie możliwe byłoby utrzymanie większego (niż w reaktorze laboratoryjnym) stężenia biomasy w reaktorze procesowym. W Tabeli 14. podano charakterystyczne (uzyskane w niniejszej pracy) szybkości nityfikacji w jednostkach objętościowych i masowych. Niestety, nie we wszystkich z cytowanych publikacji innych autorów szybkości nityfikacji w jednostkach masowych były podane. Jednak tam, gdzie dane są dostępne, to mieszczą się w przedziale $0.118\text{--}0.419 \text{ gN/g sm} \cdot \text{d}$ (Chen, 2009; Mackey i in., 2016; Sun i in., 2012b), czyli są zbliżone do uzyskanych w ramach niniejszej pracy (Tabela 14.).

Tabela 14. Charakterystyczne wartości szybkości nityfikacji.

Charakterystyczna szybkość nityfikacji	$\text{mgN/dm}^3 \cdot \text{d}$	$\text{gN/g sm} \cdot \text{d}$
Maksimum	1440–1512	0.403–0.454
Średnia z okresu stabilnej pracy przed drugą awarią	919 ± 41	0.231 ± 0.009
Średnia z okresu stabilnej pracy pod koniec eksperymentu	454 ± 27	0.101 ± 0.007

Wyniki badań Udert i in. (2003) wykazują potencjał zastosowania technologii osadu czynnego do nityfikacji uryny, ale równocześnie zwracają uwagę na konieczność doboru i utrzymania właściwych parametrów operacyjnych reaktora, jako warunku zapewnienia wysokiej skuteczności procesu. Na zmniejszoną średnią szybkość nityfikacji w ich badaniach miały wpływ czynniki, które autorzy wykorzystywali do zahamowania nityfikantów II fazy, takie jak: niskie pH, FNA, hydroksyloaminy oraz zasolenie. Parametry operacyjne reaktora w ramach niniejszej pracy różniły się od tych przyjmowanych przez innych autorów, co zapewne miało wpływ na uzyskiwane wskaźniki wydajności. Dla przykładu wyższa nastawa pH (7–7.6) w badaniach Chen (2009), czy Mackey i in. (2016) mogła znacząco wpływać na poprawę aktywności biomasy, ale należy uwzględnić także równoległy wpływ niższej temperatury prowadzenia procesu i większego obciążenia reaktora azotem. Trudno zatem jednoznacznie wskazać, który z nich był parametrem kluczowym, zwiększającym lub

zmniejszającym wydajność procesu. Z jednej strony niższa temperatura ograniczała nityfikację, z drugiej zaś obciążenie azotem mogło wręcz pozytywnie wpłynąć na aktywność biomasy, ze względu na zwiększone stężenie substratu.

Przy parametrach podobnych do tych przyjętych w niniejszej pracy, Bornemann i in. (2018) badali nityfikację uryny w złożach biologicznych. Autorzy jako materiał filtracyjny wykorzystali pumeks "Rote Eifellava", a jako źródło zasadowości skorupki muszli małży. Przyjęte parametry operacyjne to: obciążenie azotem w zakresie 301–409 mgN/dm³·d, pH 5.1–6.6, temperatura 28.9±1.1°C. Uzyskana szybkość nityfikacji była dość niska (166.5–337 mgN/dm³·d).

Wydajności nityfikacji uryny uzyskiwane w innych badaniach, wykorzystujących biomasę unieruchomioną, były zazwyczaj niższe niż te uzyskane w niniejszej pracy. W zależności od układu otrzymane szybkości nityfikacji mieściły się w zakresie 50–380 mgN/dm³·d (Bornemann i in., 2018; De Paepe i in., 2018; Feng i in., 2008; Udert i in., 2003; Udert i Wachter, 2012). W dwóch projektach uzyskano szybkości porównywalne do tych uzyskanych w niniejszej pracy. W projekcie VUNA zastosowano technologię MBBR z nośnikami biomasy z polietylenu o wysokiej gęstości (Kaldnes[®] K1) (Etter i in., 2015; Fumasoli i in., 2015). W projekcie skupiono się na produkcji nawozu amonowo-azotanowego w procesie nityfikacji uryny (bez dozowania zasadowości), który nie jest jednak nawozem optymalnym dla uprawy bezglebowej. Podczas eksperymentu szybkość nityfikacji wahała się w granicach 400–800 mgN/dm³·d.

Analizując przebieg eksploatacji reaktora w ramach niniejszej pracy, wyraźnie zwraca uwagę kluczowy wpływ zmian obciążenia uryną, zmian nastawy pH i dwukrotnej ekspozycji biomasy na ekstremalnie wysokie stężenia FA na wydajność procesu. Początkowa tendencja wzrostowa szybkości procesu zaburzana była przez wystąpienie incydentów. Przed drugą awarią (przed 72. dobą) udało się obniżyć wartości nastawy pH do 5.7, przy maksymalnym obciążeniu uryną, bez wyraźnego wpływu na pogorszenie się aktywności biomasy. Po wystąpieniu drugiej awarii wdrożono ten sam schemat działania, redukując nastawę pH z 7 do 5.7 (do 82. doby). Szybkość nityfikacji była wyższa lub porównywalna do tych uzyskanych przed drugą awarią. Zmniejszenie nastawy pH do 5.5 spowodowało pogorszenie się wydajności procesu (spadek szybkości nityfikacji) oraz akumulację azotu amonowego. Zmniejszenie obciążenia uryną wpłynęło na obniżenie szybkości procesu o około 1/3.

Późniejsze zwiększenie nastawy pH (finalnie do 5.9), jak i obciążenia azotem nie doprowadziły do powrotu szybkości do wartości sprzed incydentu (finalnie spadła prawie dwukrotnie w porównaniu do średniej szybkości sprzed incydentu drugiego). Prawdopodobnie biomasa została trwale osłabiona przez narażenie na dwa incydenty wysokiego stężenia wolnego amoniaku. Ekspozycja na niskie pH (nastawa 5.5) i późniejsze obniżenie obciążenia uryną spowodowały trwałe obniżenie aktywności biomasy w porównaniu do maksymalnych wydajności. Warto zauważyć, że przy tak niskim pH i wysokiej temperaturze nawet niewielka ilość azotynów może skutkować pojawieniem się FNA ograniczającego aktywność mikroorganizmów (jak wykazano w testach respirometrycznych – podrozdział 9.3.4).

Osad czynny wykorzystany w eksperymencie prawdopodobnie nie zawierał dużej ilości mikroorganizmów ureazo-dodatnich, a hydroliza mocznika zachodziła przede wszystkim niekatalizowana ureazą – czyli powoli. W takich warunkach, hydrauliczny czas przebywania w reaktorze mógł być zbyt krótki dla uzyskania całkowitej hydrolizy mocznika (Panja i Adams, 2021). Wyjaśnia to incydentalne pojawianie się mocznika w odpływie z reaktora. Analizując stosunek sumy azotu amonowego, azotynowego i azotanowego do azotu ogólnego po wystąpieniu drugiej awarii FA, uwagę zwraca znaczne pogorszenie (obniżenie) jego wartości, co sugeruje, że jednak mikroorganizmy w jakimś stopniu mają udział w procesie hydrolizy. Zwykle aktywnością ureolityczną charakteryzują się mikroorganizmy heterotroficzne, rzadziej nitryfikanty (Amini Kiasari i in., 2018; Koops i Pommerening-Röser, 2015). Przeprowadzona wstępna analiza sekwencjonowania DNA (metodą qPCR) heterotrofów znajdujących się w reaktorze SBR, wykazała dominującą obecność bakterii *Luteibacter*. Jest to bakteria ureazo-ujemna, a więc nie mogła ona uczestniczyć w katalizowaniu hydrolizy mocznika (Glandon, 2016). Zatem, prawdopodobnym jest, że to nitryfikanty obecne w osadzie czynnym miały tę zdolność, która po szoku związanym z wystąpieniem wysokiego stężenia FA została tymczasowo obniżona, czego rezultatem była obniżona efektywność hydrolizy. Z uwagi na ograniczenia finansowe i organizacyjne, ten aspekt problemu nie był dalej badany w ramach niniejszej pracy.

Przez większość czasu eksploatacji, odpływ z reaktora był dobrej jakości. Poza okresami, gdy występowała akumulacja azotu amonowego lub azotynów strumień mógłby być użyty jako nawóz do uprawy bezglebowej (po wcześniejszym rozcieńczeniu).

9.4.2 Zwiększona szybkość nitryfikacji bezpośrednio po incydentach FA

Wyeliminowanie FA z systemu (wskutek podjętych działań naprawczych) spowodowało nagły wzrost szybkości nitryfikacji i zanik skumulowanego $N-NH_4$ i $N-NO_2$ w reaktorze. Mimo, że taka reakcja nie powinna szczególnie dziwić w świetle doniesień literaturowych o odwracalności inhibicji nitryfikacji spowodowanej przez FA (Qian i in., 2017), jak i zjawisku mobilizacji/adaptacji mikroorganizmów po doświadczeniu szoku hamującego (Cho i in., 2016), to tempo rekonwalescencji, po zastosowaniu działań zaradczych, było zaskakująco duże. Inni autorzy doświadczyli 16 dniowego okresu znacznego obniżenia aktywności zarówno nitrifikantów I, jak i II fazy po incydencie inhibitującym (Vlaeminck i in., 2009). Zwiększenie szybkości nitryfikacji po usunięciu FA z układu jest szczególnie zaskakujące w przypadku pierwszego zdarzenia, gdzie mikroorganizmy były narażone na działanie FA w stężeniu 280 mgN/dm^3 przez 19 godzin. Stoi to w sprzeczności z wynikami badań Wang i in. (2017), którzy podali, że ekspozycja na stężenie FA powyżej 210 mgN/dm^3 przez 24 godziny obniżyła trwale aktywność AOB o $50 \pm 5\%$, a NOB praktycznie całkowicie. W innym badaniu dotyczącym nitryfikacji uryny szczytowe stężenie FA 184 mgN/dm^3 spowodowało drastyczne obniżenie aktywności AOB, hamując prawie całkowicie proces utleniania (Sun i in., 2012a,b). Podobnie w eksperymencie Mackey i in. (2016), gdzie ekspozycja na FA do 100 mgN/dm^3 inhibitowała aktywność AOB o ponad 80%. Długoterminowy wpływ FA w obu zdarzeniach powinien być szczególnie widoczny w przypadku NOB, gdyż ta grupa mikroorganizmów jest bardziej wrażliwa na działanie FA (Chung i in., 2006, 2005; Sui i in., 2016). Liu i in. (2019) podsumowali, że najniższe poziomy FA, które według doniesień hamują aktywność NOB w 50 i 100%, wynoszą odpowiednio 0.7 i 6 mgN/dm^3 . Zatem przy dużo niższych stężeniach, efekty inhibicji potrafiły być znacznie bardziej dotkliwe i dłużej utrzymujące się. Możliwym wyjaśnieniem nagłego wzrostu szybkości nitryfikacji bezpośrednio po zdarzeniach i ogólnej większej tolerancji biomasy na ekspozycję (objawiającą się szybką regeneracją po szoku) jest suma mobilizacji/adaptacji (Cho i in., 2016) mikroorganizmów (wywołanej szokiem FA) oraz dwóch innych czynników.

Pierwszy z nich to efekt kinetyczny, związany z bardzo małym stężeniem azotu amonowego w reaktorze przed awarią - znacznie poniżej wartości stałej nasycenia (K_{NH}) w zależności Monoda, wynoszącej $1 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ (Henze i in., 2000). Przy tak niskim stężeniu, szybkość nitryfikacji jest silnie limitowana dostępnością substratu. Może ona wzrosnąć wielokrotnie w wyniku ustąpienia takiego limitowania, co właśnie zaistniało

wskutek dramatycznego wzrostu stężenia azotu amonowego bezpośrednio po awarii. Tendencja wzrostowa szybkości nityfikacji, utrzymująca się po rozcieńczeniu zawartości reaktora, przy niskich stężeniach NH_4 , wynika ze zwiększającego obciążenia uryną i narastającego stężenia osadu w reaktorze.

Drugim czynnikiem, który prawdopodobnie mógł mieć pewien wpływ na skok szybkości nityfikacji bezpośrednio po awarii jest zmniejszenie zasolenia w reaktorze w wyniku działań naprawczych (rozcieńczanie). Podczas normalnej pracy reaktora nityfikanty były narażone na wysokie zasolenie, które jest czynnikiem hamującym nityfikację (co potwierdzono w testach respirometrycznych – Rysunek 26.).

Obserwacja zmian stężeń ciał rozpuszczonych, azotu ogólnego, chlorków oraz przewodności elektrolitycznej przed i po awariach, wskazuje, że działania naprawcze doprowadziły do obniżenia tych parametrów (około 60% w przypadku pierwszej awarii, około 40% w przypadku drugiej awarii). Ze względu na fakt, że rosnące zasolenie obniża wydajność nityfikacji (Bassin i in., 2012; Cortés-Lorenzo i in., 2015), nagły jego spadek mógł spowodować znaczny wzrost szybkości procesu. Może to wskazywać na ciągłe ograniczenie szybkości nityfikacji przed incydem przez wysokie zasolenie. Natomiast testy respirometryczne, mające na celu zbadanie wpływu zasolenia na aktywność oddechową mikroorganizmów, nie wykazały aż tak diametralnego podwyższenia aktywności biomasy, jakie było notowane po incydentach.

Podsumowując, należy stwierdzić, że obserwowany skokowy wzrost szybkości nityfikacji był skutkiem sumarycznego oddziaływania trzech przywołanych czynników, z których efekt kinetyczny, wywołany ustąpieniem limitowania substratem, był prawdopodobnie najistotniejszy.

9.5 WNIOSKI I PODSUMOWANIE

W odniesieniu do systemów kosmicznych zdecydowanie częściej wymieniane są reaktory z biomasą unieruchomioną na nośnikach. Ze względu jednak na wysokie wydajności procesów prowadzonych w reaktorach wykorzystujących technologię osadu czynnego, powinny one zostać również wzięte pod uwagę. Niniejszy eksperyment potwierdza istotny potencjał technologii osadu czynnego w zakresie nityfikacji uryny. Z drugiej jednak strony widać wrażliwość procesu na zmiany parametrów, szczególnie, gdy występuje jednocześnie

kilku czynników (tj. ekspozycja na FA, obniżenie nastawy pH, obniżenie obciążenia azotem). Pomimo długotrwałej ekspozycji biomasy na bardzo wysokie stężenie FA (19 godzin ekspozycji na stężenie FA 280 mgN/dm³ i 27 godzin ekspozycji na 84 mgN/dm³), wystąpiło jedynie czasowe zahamowanie nityfikacji. Przywrócenie nityfikacji było możliwe dzięki prostym zabiegom naprawczym, takim jak dekantacja, rozcieńczenie i przywrócenie właściwego pH. Co ważniejsze sumaryczny wpływ kilku czynników po takiej ekspozycji, spowodował znaczne zwiększenie potencjału nityfikacji, który mogłoby być wykorzystane do oczyszczania nieprzetworzonego strumienia, który został usunięty z reaktora po wystąpieniu awarii. Dzięki wyższej szybkości procesu możliwe byłoby zwiększenie obciążenia azotem w dniach po awarii tak, aby przynajmniej część nieoczyszczonej uryny mogła zostać oczyszczona. Pozwoliłoby to na nieprzerwaną pracę i ciągle dostarczanie płynnego nawozu.

Bardzo istotnym aspektem jest znalezienie rozwiązania problemu niepełnej hydrolizy mocznika. Najlepszym rozwiązaniem wydaje się znalezienie odpowiedniego zaszczepu, który zarazem będzie ureazo dodatni (aby zapewnić całkowitą hydrolizę mocznika) oraz odporny na zasolenie, będące jednym z czynników obniżających szybkość nityfikacji.

Szczególnie problematyczna może być kwestia widocznego wpływu okresowo zmniejszonego obciążenia azotem na późniejszy, trwały spadek szybkości nityfikacji. Możemy sobie wyobrazić sytuację, w której z jakiś powodów dawkowanie strumienia uryny mogłoby zostać przerwane lub obniżone. Wówczas bardzo negatywnym zjawiskiem jest brak możliwości sprawnego odzyskania szybkości procesu przed obniżeniem dawkowania. Wydaje się, że skuteczne byłoby zwiększanie ilości biomasy w układzie oczyszczania (niestety tylko w powolnym tempie wynikającym z bieżącego przyrostu). Biorąc pod uwagę relatywnie niewielkie niezbędne ilości osadu w instalacjach kosmicznych, należy rozważyć możliwość zgromadzenia osadu nadmiernego w okresie dobrej pracy układu i przechowywania go (np. w formie zliofilizowanej) jako awaryjnego zapasu, do wykorzystania w okresie długotrwałe obniżonej szybkości nityfikacji.

Podsumowując, technologie osadu czynnego wymagają dalszych badań zarówno pod kątem wpływu czynników zewnętrznych (np. obniżonej grawitacji) na procesy zachodzące w ciągu oczyszczania biologicznego oraz samego formowania kłaczków osadu czynnego. Pomocne mogłyby być techniki numerycznego symulowania dynamiki płynów CFD (Computational Fluid Dynamics), oraz wykonanie eksperymentu w kampanii lotu

parabolicznego, balonu stratosferycznego lub rakiety (np. w programach Europejskiej Agencji Kosmicznej: Fly Your Thesis, REXUS/BEXUS, Drop Your Thesis). Niemniej ważne jest określenie odpowiednich strategii dawkowania surowego strumienia. Kwestia rozcieńczenia uryny wodą szarą przed reaktorem wydaje się być kluczowa. Prawdopodobnie zmniejszy to prawdopodobieństwo dotkliwych skutków wystąpienia inhibicji ze względu na FA, FNA czy wysokie zasolenie. Przy takiej konfiguracji możliwe będzie oparcie pomiarów na konwencjonalnych sensorach stężenia form azotu, co niewątpliwie ułatwi eksploatację procesu. W aspekcie prowadzenia eksperymentów naukowych duże znaczenie ma mniejsze zużycie testów kuwetowych oraz łatwy i szybki pomiar szybkości nitryfikacji.

10. BEZGLEBOWA UPRAWA SAŁATY NA PŁYNNYM NAWOZIE BAZUJĄCYM NA ZNITRYFIKOWANEJ URYNIE

10.1 CEL I ZAKRES

Celem tej części pracy było zbadanie wpływu rozcieńczonej znitryfikowanej uryny oraz rozcieńczonej znitryfikowanej uryny uzupełnionej pierwiastkami niedoborowymi (K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo) na plon sałaty, parametry jakościowe i organoleptyczne. Wyniki porównano z uprawą referencyjną, prowadzoną na komercyjnej pożywce stosowanej na szeroką skalę.

Badania te uzupełniają wiedzę na temat uprawy hydroponicznej sałaty na nawozach opartych na urynie, prowadzonych przez Volpin i in. (2020) oraz El-Nakhel i in. (2021). Uprawa sałaty, w oparciu o w pełni znitryfikowany (tzn. ~0% N-NH₄, ~0% N-NO₂, ~0% N_{org}, 100% N-NO₃) strumień ścieków oczyszczonych z reaktora osadu czynnego zasilanego uryną, nie była wcześniej badana. Zadbano o to, aby ścieki przeznaczone do zasilania uprawy nie zawierały mocznika, pobierając odpływ z reaktora SBR w okresie uzyskiwania 100% hydrolizy.

Zapewnienie odpowiedniego odżywienia astronautów jest jednym z najważniejszych wyzwań każdej załogowej misji kosmicznej. Produkcja żywności opartej na gospodarce cyrkularnej ścieków i odpadów niesie za sobą konieczność sprawdzenia czy tak wyprodukowany produkt będzie spełniać odpowiednie walory organoleptyczne. W tym celu wykonano podwójnie ślepy test organoleptyczny, porównujący jakość plonu uprawianego na pożywkach bazujących na znitryfikowanej urynie i próbie kontrolnej.

10.2 MATERIAŁY I METODY

10.2.1 Zastosowane rośliny

Do badań wybrana została sałata (*Lactuca sativa var. capitata L.*). Argumentów za zastosowaniem tego warzywa było kilka. Przede wszystkim sałata jest najczęściej pojawiającą się rośliną (obok pomidora) w układanych menu dla przyszłych misji kosmicznych oraz w eksperymentach dotyczących przyszłej uprawy w kosmosie. Ponad 70% różnych eksperymentów i koncepcyjnych jadłospisów uwzględnia zastosowanie sałaty (Anderson i in., 2018; Bamsey i in., 2015; Berkovich i in., 2009; Finetto i in., 2010; Guo i in., 2017; Massa

i in., 2015; Mauerer i in., 2015; Nelson i in., 2010; Poughon i in., 2009). Dodatkowo, jej uprawa w systemie bezglebowym jest dobrze rozpoznana, a sam okres wzrostu jest stosunkowo krótki (około 30 dób). Daje to możliwość relatywnie szybkiego uzyskania wyników i wyciągnięcia wniosków dla dalszych badań (Anderson i in., 2018; Jones, 2014).

10.2.2 Zastosowane pożywki

Układ doświadczalny składał się z trzech oddzielnych modułów do uprawy bezglebowej. Do dwóch modułów dostarczono nawóz na bazie uryny. Ostatni moduł był modułem referencyjnym i był zasilany nawozem używanym do komercyjnej produkcji bezglebowej sałaty. Przepisy preparacji poszczególnych pożywek przedstawiono w Tabeli 15.

Tabela 15. Receptury pożywek dla trzech modułów badawczych.

Moduł 1 (M1) Rozcieńczona znitryfikowana uryna	Moduł 2 (M2) Wzbogacona, rozcieńczona znitryfikowana uryna	Moduł 3 (M3-Ref) Nawozy komercyjne
4 dm ³ nierozcieńczonej, znitryfikowanej uryny	4 dm ³ nierozcieńczonej, znitryfikowanej uryny	24 g Saletra wapniowa (15.5% N, 18.5% Ca)
Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³	12 g Saletra wapniowa (15.5% N, 18.5% Ca)	40 g Peters Orange with ICL Special Fertilizers (16% N, 5% P ₂ O ₅ , 25% K ₂ O, 3.4% MgO, 0.1% Fe, 0.04% Mn, 0.01% B, 0.01% Cu, 0.01% Zn, 0.001% Mo).
	10 g K ₂ S (44.8% K, 17% S)	Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³
	1 g Hortisol Micro (7% Fe, 4% Mn, 0.8% Zn, 0.4% Cu, 0.05% Mo, 0.01% Co)	
	Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³	

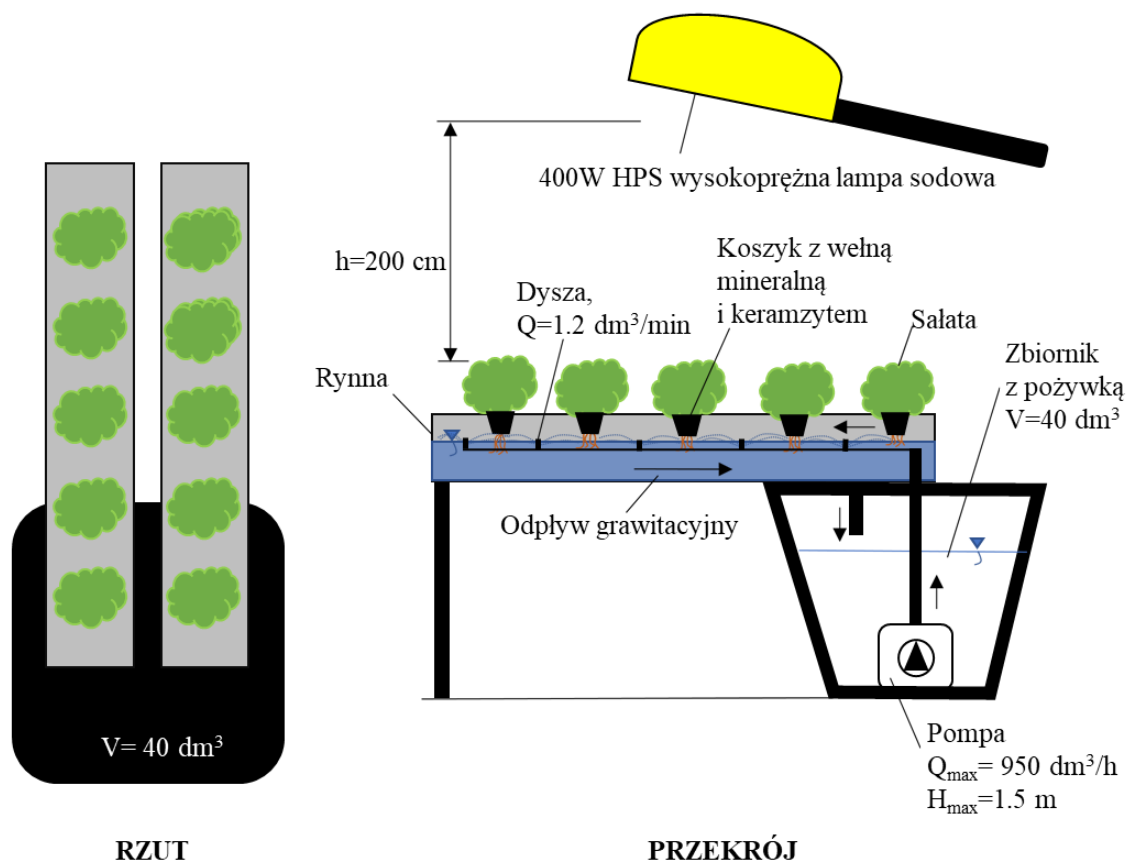
Moduł 1 (M1) zasilany był 10-krotnie rozcieńczoną znitryfikowaną uryną (skład znitryfikowanej uryny podano w Tabeli 16.). Moduł 2 (M2) miał taką samą bazę pożywki jak M1, ale został dodatkowo wzbogacony nawozami zawierającymi makro i mikro składniki. Pożywkę dla modułu referencyjnego (M3-Ref) sporządzono mieszając powszechnie stosowane nawozy komercyjne w wodzie destylowanej. Ostateczny skład wszystkich pożywek oraz skład znitryfikowanej uryny zastosowanej w eksperymencie przedstawiono w Tabeli 16.

Tabela 16. Skład pożywek dla wszystkich modułów oraz skład znitryfikowanej uryny zastosowanej w eksperymencie (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy, N=1).

Parametr	Jednostka	Nierozcieńczona, znitryfikowana uryna	Moduł 1 (M1) Rozcieńczona znitryfikowana uryna	Moduł 2 (M2) Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana uryny	Moduł 3 (M3-Ref) Nawozy komercyjne
pH	-	6.50 \pm 0.15	7.40 \pm 0.15	7.35 \pm 0.15	7.15 \pm 0.15
EC	mS/cm	25.60 \pm 0.05	2.70 \pm 0.05	3.12 \pm 0.05	1.85 \pm 0.05
N-NO ₃ ⁻	mg/dm ³	2140 \pm 5	214 \pm 5	261 \pm 5	168 \pm 5
N-NH ₄ ⁺	mg/dm ³	0	0	0	82 \pm 5
P _{tot}	mg/dm ³	174.0 \pm 0.5	17.4 \pm 0.5	17.4 \pm 0.5	22.0 \pm 0.5
K _{tot}	mg/dm ³	906 \pm 2.5	90.6 \pm 2.5	200.6 \pm 2.5	199.6 \pm 2.5
Ca ₂ ⁺	mg/dm ³	160 \pm 1.5	16 \pm 1.5	70.6 \pm 1.5	105.2 \pm 1.5
Mg ₂ ⁺	mg/dm ³	64.6 \pm 0.2	6.5 \pm 0.2	21.5 \pm 0.2	20.4 \pm 0.2
Na ⁺	mg/dm ³	5900 \pm 0.5	590.0 \pm 0.5	590.0 \pm 0.5	5.2 \pm 0.5
Cl ⁻	mg/dm ³	1830 \pm 1.5	183 \pm 1.5	184.5 \pm 1.5	5.2 \pm 1.5
S-SO ₄ ²⁻	mg/dm ³	1890 \pm 5	189 \pm 5	265 \pm 5	152 \pm 5
Fe	mg/dm ³	0.20 \pm 0.02	0.02 \pm 0.02	1.75 \pm 0.02	2.05 \pm 0.02
Mn	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	<0.02	1.00 \pm 0.05	0.94 \pm 0.05
Cu	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.02 \pm 0.05	0.10 \pm 0.05	0.08 \pm 0.05
Zn	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.02 \pm 0.05	0.20 \pm 0.05	0.21 \pm 0.05
B	mg/dm ³	1.90 \pm 0.05	0.19 \pm 0.05	0.25 \pm 0.05	0.26 \pm 0.05
Mo	mg/dm ³	śladowe	śladowe	0.05 \pm 0.01	0.06 \pm 0.01

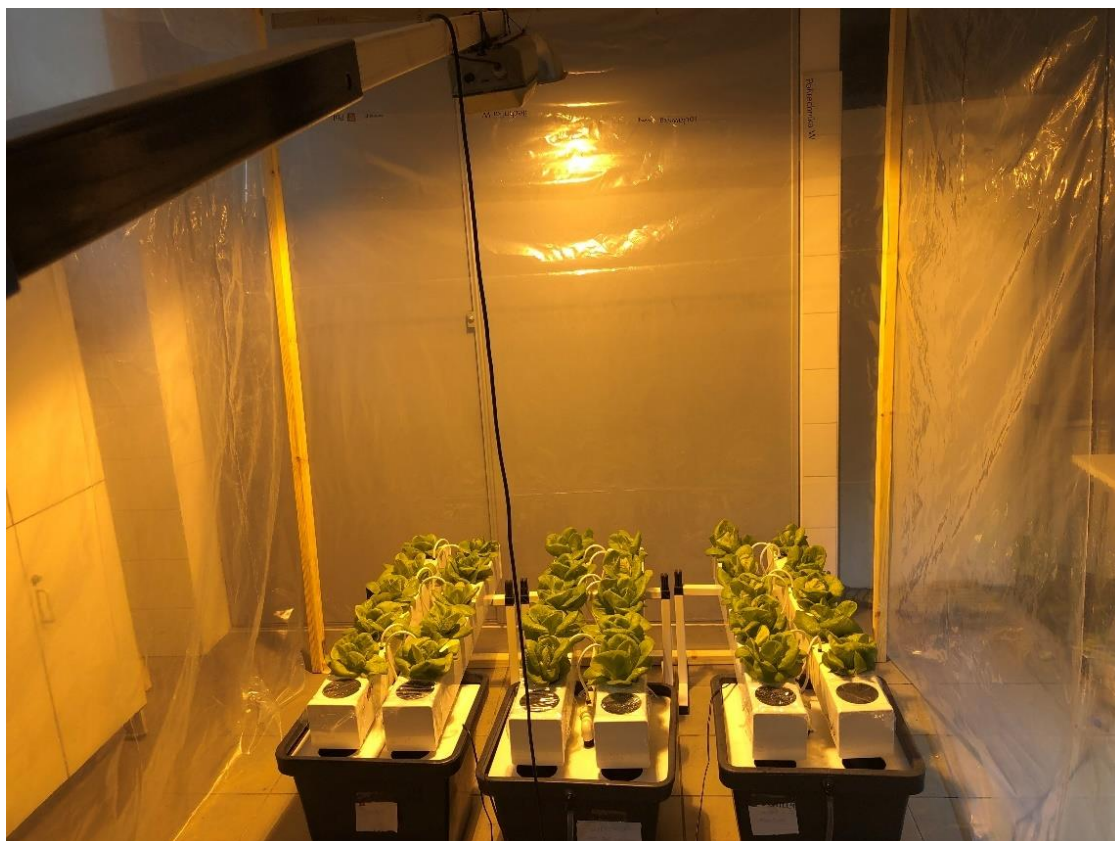
10.2.3 Instalacja badawcza

Doświadczenie przeprowadzono w trzech modułach bezglebowych w skali laboratoryjnej. W każdym z nich uprawiano po 10 sadzonek. Każdy moduł posiadał osobny zbiornik na pożywkę o pojemności 40 dm³ wraz ze skalą przeznaczoną do pomiaru poziomu wody oraz pokrywą zapobiegającą parowaniu. Rośliny umieszczane były w koszach wypełnionych keramzytem, umiejscowionych w dwóch kanałach (2 przewody po 5 roślin każdy). Dodatkowo, układ posiadał pompę, dostarczającą pożywkę do strefy korzeniowej, orurowanie z dyszami oraz rynnę spustową. Recyrkulację pożywki w każdym module zapewniał przepływ grawitacyjny i rynna. Poziom wody w rynnie utrzymywano na określonym poziomie, aby zapewnić stały kontakt strefy korzeniowej z roztworem. Układ naświetlany był przez wysokoprężną lampę sodową HPS o mocy 400 W. Rysunek pojedynczego modułu przedstawiono na Rysunku 27.



Rysunek 27. Schemat pojedynczego modułu hydroponicznego.

Nasiona wysiewano w wełnie mineralnej nasączonej pożywką, a następnie inkubowano około 7 dni. Do umieszczenia w modułach eksperymentalnych wybierano dobrze wyrosnięte, zdrowe sadzonki z 3–4 małymi liśćmi. Sałatę uprawiano w hali laboratoryjnej w osłonie z tworzywa sztucznego (pokazanej na Rysunku 28.). Osłona miała na celu zminimalizowanie zmian temperatury i wilgotności wewnątrz pomieszczenia. Rośliny naświetlane były przez lampy sodowe w cyklu 16 h światła i 8 h ciemności. Cykl wzrostowy trwał 35 dob. Po tym czasie sałatę zebrano i poddano pomiarom ilościowym, jakościowym i organoleptycznym.



Rysunek 28. Zdjęcie układu eksperymentalnego w 14 dniu uprawy.

10.2.4 Metody analityczne

Pomiary pierwiastków w znitryfikowanej urynie i w pożywkach doświadczalnych (M1, M2, M3-Ref) wykonano według następującej metodyki. Zawartość azotanów i chlorków mierzono za pomocą jonometru Thermo Scientific Orion 4-Star Plus. Pomiar pH i przewodności wykonano za pomocą miernika OPC-511 Elmetron, a pozostałych pierwiastków za pomocą aparatu spektrometrycznego ICP PerkinElmer Inc. Optima 2000 DV. Wilgotność i temperaturę powietrza mierzono za pomocą wewnętrznej stacji meteorologicznej firmy Bioterm wyposażonej w termometr, barometr i higrometr. Parametry pożywki (pH, EC i temperaturę) podczas doświadczeń mierzono za pomocą sond firmy Hach (Intellical PHC101 dla pH i temperatury oraz Sension+EC5 dla EC) oraz multimetru HQ40D. Dokładność pomiaru dla temperatury wynosiła 0.01°C, a dla pH 0.01.

Salatę ważono za pomocą wagi analitycznej Axix AD 1000 (0.01 g). Przy zbiorze każdej sałaty oddzielano korzenie, liście i łodygi. Korzenie rozumie się jako część niejadalną, natomiast liście i łodygi jako część jadalną. Zawartość suchej masy określono susząc badany materiał w temperaturze 105°C w mineralizatorze Milestone Ethos UP przez 24 h. Do

oznaczenia składu sałaty pobrano próbki świeżych liści (np. po jednym liściu) z określonej liczby sałat (7–10) i zmieszano je w jedną uśrednioną próbkę. Zawartość pigmentów fotosyntetycznych określono na podstawie procedur Lichtenthaler i Wellburn (1983). Stężenie chlorofilu A i B oraz karotenoidów oznaczono spektrofotometrem Beckman. Wyniki wyrażano w mg/100g świeżej masy. Zawartość azotu w roślinach oznaczono metodą Kiejdahla za pomocą aparatu Gerhard Vapo Dest 20, a zawartość pozostałych pierwiastków zmierzono po mineralizacji materiału metodą ICP. Poziom istotności pomiarów świeżej masy i suchej masy sprawdzono testem dla dwóch średnich z rozkładu normalnego dla $\alpha=0.05$.

Wszystkie oznaczenia wykonywano we współpracy ze specjalistycznym laboratorium Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

10.2.5 Badanie organoleptyczne

Zapewnienie odpowiedniego odżywiania astronautów jest jednym z najważniejszych wyzwań każdej załogowej misji kosmicznej. Produkcja żywności opartej na gospodarce cyrkularnej ścieków i odpadów niesie za sobą konieczność sprawdzenia, czy tak wyprodukowany produkt będzie spełniać odpowiednie walory organoleptyczne.

Do badań organoleptycznych przekazano ok. 50 g liści sałaty z każdego modułu. Przygotowano po 10 próbek z modułów M1, M3-Ref, oraz 9 z modułu M2 (jedną próbkę usunięto z badania, gdyż uległa zniszczeniu). Osoby badane znajdowały się w grupie badawczej składającej się z 11 osób (6 kobiet, 2 mężczyzn, dwie osoby nie ujawniły płci). Wiek grupy badawczej wahał się w przedziale 22–42 lat. Każdy z badanych otrzymał losowo wybraną próbkę sałaty. Badanie miało charakter podwójnie ślepej próby. Prowadzący badanie nie wiedział, co znajduje się w losowo wybranej próbce, nie wiedziała tego również osoba biorąca udział w badaniu. Każda z osób otrzymała do wypełnienia ankietę organoleptyczną. Badani mieli za zadanie ocenić każdą sałatę w 11 kategoriach: zapach, dziwny zapach, kolor, turgor, twardość, chrupkość, smak, słodki smak, gorzki smak, dziwny smak i ogólna jakość. Skala była numeryczna, gdzie 1 oznacza najniższą możliwą ocenę, a 5 najwyższą. Zebrane dane dla każdej kategorii zostały uporządkowane w kolejności rosnącej, a następnie obliczono mediany i dominanty, będące najlepszą reprezentacją statystyczną dla tego typu danych (Domingo-Ferrer i Torra, 2003). Uzyskane mediany stały się punktami, które każda sałata uzyskała w danej kategorii. Kategorie negatywne, tzn. dziwny zapach, dziwny smak i gorzki

smak zostały zamienione na punkty ujemne. Następnie punkty te zostały zsumowane jako reprezentacja ogólnej jakości każdej z badanych sałat.

10.3 REZULTATY

10.3.1 Parametry uprawowe

Instalacja nie miała możliwości kontroli i regulacji parametrów powietrza. Zarówno temperatura, jak i wilgotność ulegała pewnym wahaniom. Temperatura powietrza wynosiła średnio $21.7 \pm 0.8^\circ\text{C}$, a wilgotność powietrza średnio $40.2 \pm 9.3\%$. Parametry powietrza miały wpływ na zmiany temperatury pożywek, które wynosiły średnio $21.72 \pm 0.77^\circ\text{C}$, $21.80 \pm 0.79^\circ\text{C}$ oraz $21.36 \pm 0.73^\circ\text{C}$ odpowiednio dla M1, M2 i M3-Ref. Ponieważ zdecydowano się nie prowadzić aktywnej kontroli pH i EC, zarówno podczas tworzenia pożywek (tzn. nie korygować odczynu do jednej, wspólnej dla wszystkich modułów wartości), jak i podczas trwania eksperymentu, notowano zmiany odczynu oraz EC, których przebiegi były zależne od modułu. pH miało tendencję rosnącą dla modułów bazujących na znitryfikowanej urynie, natomiast malejącą dla modułu referencyjnego M3-Ref. Zakresy pH dla M1, M2 i M3-Ref wynosiły odpowiednio 7.49–8.55, 6.43–7.30 i 4.19–6.34. Przewodność EC rosła w każdym z modułów, co było skutkiem zateżenia pożywek w wyniku transpiracji. Średnie wartości EC dla modułów M1, M2 i M3-Ref wynosiły odpowiednio 4.94 ± 0.78 , 6.05 ± 1.05 oraz 5.61 ± 0.70 mS/cm. Roztwory przyrządzone na bazie znitryfikowanej uryny (M1, M2) zawierały nadmierną ilość sodu i chlorków, przez co miały wyższe EC w porównaniu z nawozami komercyjnymi (M3-Ref). Ponieważ roztwory M1 i M2 sporządzono stosując takie samo rozcieńczenie znitryfikowanej uryny, to po dodaniu makroskładnika Ca (w postaci $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) mimowolnie zwiększono stężenie azotu w pożywce M2, która przez to charakteryzowała się największą zawartością azotu ze wszystkich pożywek (nawet w porównaniu do M3-Ref).

10.3.2 Plon

Pod koniec uprawy wizualnie najlepiej prezentowała się sałata uprawiana na urynie wzbogaconej (M2). Z modułów M1 i M3-Ref zostały usunięte sałaty scharakteryzowane jako niehandlowe (tzn. nienadające się do sprzedaży i spożycia przez ludzi ze względu na np. zwiędnięte liście). Takie sałaty nie przeszłyby kontroli jakości w zakładzie produkcyjnym i można przyjąć, że nieapetycznie wyglądające jedzenie nie zostałyby uwzględnione do spożycia przez astronautów (Evert i in., 1992).

W Tabeli 17. przedstawiono poszczególne parametry badania ilościowego zebranego plonu wyrażone jako świeża masa i sucha masa części jadalnych, świeża masa części niejadalnych, oraz jako indeks żniwny (stosunek masy części jadalnych do masy całkowitej).

Tabela 17. Plon sałaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.

Moduł	Liście FM	Liście SM	Łodyga FM	Łodyga SM	Korzenie FM	Indeks żniwny
	g/roślina	% FM	g/roślina	% FM	g/roślina	%
Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana uryna (N=8)	29.14 \pm 11.52	4.71 \pm 0.03	4.96 \pm 1.53	8.68 \pm 0.37	3.27 \pm 0.45	90 \pm 3
Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana uryny (N=10)	52.73 \pm 10.22	4.21 \pm 0.02	8.39 \pm 1.90	8.25 \pm 0.05	2.69 \pm 0.45	96 \pm 1
Moduł M3-Ref Nawozy komercyjne (N=7)	57.47 \pm 9.55	4.06 \pm 0.04	8.84 \pm 1.37	8.06 \pm 0.03	2.62 \pm 0.59	96 \pm 1

Plon liści sałaty nawożonej rozcieńczoną, znitryfikowaną uryną (M1) wynosił średnio 29.14 \pm 11.52 g/roślina. Był on o około połowę mniejszy niż w przypadku wzbogaconej wersji tego samego nawozu (M2: 52.73 \pm 10.22 g/roślina) i pożywki referencyjnej (M3-Ref: 57.47 \pm 9.55 g/roślina). Podobną tendencję obserwowano dla łodyg, których masa w M1 była niższa o 43.9% i 40.9% od wartości uzyskanych dla M3-Ref i M2. Procentowa zawartość suchej masy w liściach różniła się istotnie ($\alpha=0.05$) pomiędzy wszystkimi badanymi grupami. Najwyższą wartością charakteryzował się M1 (czyli najniższą zawartością wody), a następnie moduł M2. Z kolei najmniejszą wartość odnotowano dla pożywki opartej na nawozach komercyjnych (M3-Ref).

W przypadku łodyg najniższą zawartość biomasy świeżej miała sałata uprawiana w M1 (4.96 \pm 1.53 g/roślina), a najwyższą sałata w module referencyjnym M3-Ref (8.84 \pm 1.37 g/roślina). Zastosowanie nawozu na bazie niewzbogaconej, rozcieńczonej znitryfikowanej uryny spowodowało zwiększenie masy korzeni o 24.8% (3.27 \pm 0.45 g/roślina) w porównaniu z roztworem wzorcowym (2.62 \pm 0.59 g/roślina). Dodatkowo doszło do obniżenia indeksu żniwnego o 6% (90 \pm 3%) w porównaniu z M2 i M3-Ref, które były równe i wynosiły 96 \pm 1%.

Zawartość wody w częściach jadalnych sałaty uprawianej na nawozie bazującym na znitryfikowanej urynie była niższa niż ta występująca w referencji (M1, M2, M3-Ref odpowiednio 94.7±0.04%, 95.2±0.01%, 97.6±0.02%)

Porównując plon z modułu M2 z modulem referencyjnym M3-Ref nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic ($\alpha = 0.05$) we wszystkich parametrach (u w obszarze krytycznym -1.96 do 1.96, $u = -0.93$ dla świeżej masy i -0.97 do 0.27 dla pozostałych parametrów). Natomiast wyniki z modułu M1 różniły się istotnie statystycznie i we wszystkich parametrach były niższe (u poza obszarem krytycznym).

10.3.3 Skład pierwiastkowy

Jak można się spodziewać skład pożywek użytych w doświadczeniu wpływał na stan odżywienia roślin wyrażony zawartością makro i mikro składników w tkankach roślinnych. Wyniki analizy składu pierwiastkowego roślin, wyznaczone w suchej masie uśrednionych próbek liści z każdego modułu przedstawiono w Tabeli 18.

Tabela 18. Skład pierwiastkowy liści sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona±błąd pomiarowy). sm–sucha masa, N–liczba sałat.

Parametr	Moduł 1 (M1) Rozcieńczona znitryfikowana uryna (N=8)	Moduł 2 (M2) Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana uryny (N=10)	Moduł 3 (M3-Ref) Nawozy komercyjne (N=7)
	g/kg sm		
N	45.7±0.3	46.5±0.3	49.4±0.3
P	7.53±0.03	7.58±0.03	6.30±0.03
K	66.30±0.25	85.00±0.25	81.70±0.25
Ca	5.91±0.05	8.82±0.05	14.90±0.05
Mg	3.23±0.02	3.14±0.02	4.02±0.02
Na	50.70±0.02	42.8±0.02	0.70±0.02
Cl	17.70±0.02	15.60±0.02	4.60±0.02
S	2.88±0.05	3.90±0.05	4.30±0.05
mg/kg sm			
Fe	42.5±2.5	72.8±2.5	278±2.5
Mn	11.1±2.0	36.8±2.0	182±2
Cu	10.9±0.25	11.5±0.25	11.3±0.25
Zn	56.6±2.5	70.8±2.5	105.0±2.5
B	33.1±1.5	38.3±1.5	42.3±1.5

Sałata uprawiana w M1 charakteryzowała się niższą zawartością N, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, B, a wyższą Na i Cl w porównaniu do Referencji (M3-Ref). Skład sałaty z modułu

M2 był zbliżony do referencji (z wyjątkiem zawartości Ca, Na, Cl, Fe, Mn). Tych niedoborowych pierwiastków było mniej w pożywce M2 w porównaniu do referencji.

10.3.4 Pigmenty fotosyntetyczne

Zawartość pigmentów fotosyntetycznych dla każdego z modułów przedstawiono w Tabeli 19. Moduł M1 charakteryzował się istotnie niższą zawartością barwników (chlorofilu A, B i karotenoidów) w porównaniu do dwóch pozostałych modułów. Zawartość pigmentów była najwyższa w module referencyjnym. Zawartość pigmentów M2 była niższa, ale zbliżona do M3-Ref.

Tabela 19. Pigmenty fotosyntetyczne zmierzone w świeżej masie liści w każdym z modułów (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy). fm–świeża masa, N–liczba sałat.

Parametr	Moduł 1 (M1) Rozcieńczona znitryfikowana uryna (N=8)	Moduł 2 (M2) Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana uryny (N=10)	Moduł 3 (M3-Ref) Nawozy komercyjne (N=7)
	mg/100g fm		
Chlorofil A	24.87 \pm 1.5	49.98 \pm 1.5	55.83 \pm 1.5
Chlorofil B	8.9 \pm 0.5	18.7 \pm 0.5	21.5 \pm 0.5
Karotenoidy	53 \pm 5	156 \pm 5	190 \pm 5

10.3.5 Badanie organoleptyczne

Tabela 20. przedstawia podsumowane wyniki obrazujące ogólną tendencję badanych w ramach testów organoleptycznych.

Tabela 20. Wyniki badania organoleptycznego prowadzonego metodą podwójnie ślepej próby.
(N–liczba głosów)

Parametr	M1 (N=10)	M2 (N=9)	M3-Ref (N=10)	M1 (N=10)	M2 (N=9)	M3-Ref (N=10)
-	Mediana			Dominanta		
Zapach ogółem	3.5	3	2	4	3	1
Dziwny zapach	-1	-1	-1	1	1	1
Kolor	4	5	4.5	4	5	5
Turgor	4	3	4	4	3	4
Twardość	3	2	2	3	1	2
Chrupkość	4	3	3	4	3	3
Smak	3.5	4	2	3	5	2
Słodki smak	1	2	2	1	2	2
Gorzki smak	-2	-2	-1	2	2	1
Dziwny smak	-1.5	-1	-1	2	1	1
Ogólna jakość	4	4	2	4	4	3
Wynik całkowity	21.5	20	16.5	-	-	-

Odnosząc się do wyniku całkowitego, najlepiej ocenianą sałatą była ta uprawiana na znitryfikowanej uryinie (M1). Druga w kolejności, z nieco niższym wynikiem całkowitym była sałata uprawiana na znitryfikowanej uryinie wzbogaconej (M2). Najniższą ocenę ogólną uzyskała sałata uprawiana na pożywce referencyjnej (M3-Ref).

10.4 Dyskusja

10.4.1 Plon

Niski plon mający odzwierciedlenie w małej masie jadalnej sałaty z modułu M1 w porównaniu do modułu M2 i M3-Ref może wynikać zarówno z niedoboru, jak i nadmiaru niektórych składników odżywczych w M1. Tylko N, P, S i B były dostępne w wystarczającej ilości w pożywce modułu bazującego na niewzbogaconej, znitryfikowanej uryinie. Inne pierwiastki były w niewystarczającej lub w nadmiernej ilości, w stosunku do referencji. Na wielkość plonu M1 szczególny wpływ mają pierwiastki K, Mg, Fe i Zn (Guo i in., 2016; López-Millán i in., 2013; Noulas i in., 2018). Ich niedobór może prowadzić do zaburzenia gospodarki azotowej i obniżenia zawartości chlorofilów A i B przez hamowanie syntezy chlorofilu (chlorozę), co w ostatecznym rezultacie prowadzi do obniżenia plonu (Guo i in., 2016; López-Millán i in., 2013; Noulas i in., 2018). Jest to widoczne szczególnie w zawartości

pigmentów modułu M1, mniej w odniesieniu do zawartości azotu w częściach jadalnych. Proste obliczenia na przykładzie bilansu magnezu potwierdzają tę tezę. Do optymalnego wzrostu roślin potrzebne jest co najmniej 1.5 gMg/kg (Marschner, 2011), a więc magnez dostępny (przy założeniu pełnej biodostępności) w M1 pozwolił na wzrost ok. 170 g, co jest zgodne z otrzymanymi wynikami. Wszystkie braki pierwiastków będą przyczyniać się do obniżenia plonu, a w większości przypadków ich brak będzie odzwierciedlony również w składzie pierwiastkowym liści sałaty. Niedobór pierwiastków w M1 widać także w większej masie systemu korzeniowego, kosztem rozwoju części jadalnych (Li i in., 2018). Dlatego też sałata uprawiana na rozcieńczonej, znitryfikowanej, ale niewzbogaconej uryinie charakteryzuje się niższym indeksem żniwnym. Ta tendencja w odniesieniu do misji kosmicznych (czy ogólnie warunków handlowych) jest niekorzystna, gdyż obniża produkcję masy przeznaczonej do spożycia, a zwiększa ilość części niejadalnych przeznaczonych do dalszej obróbki w celu odzysku wody i pierwiastków.

Dodatkowym aspektem jest ograniczenie biodostępności składników występujących w pożywkach przy ich wyższym pH (Roosta i Hamidpour, 2011). Ponieważ nie zastosowano korekty pH, to w modułach M1 i M2 odczyn był wyższy niż ten występujący w Referencji. Mogło to wpłynąć negatywnie na biodostępność niektórych pierwiastków, a co za tym idzie ograniczyć wzrost sałaty w porównaniu z referencją (Adrover i in., 2013). Dostępność K, P, Ca, Mg jest w większym stopniu podatna na pH wyższe niż 5.8, niż dostępność Mn, Zn, Cu i Fe (Roosta, 2011). Wpływ biodostępności składników jest szczególnie widoczny w module M2, którego pożywka była uzupełniona o brakujące składniki, a jednak plon był nieznacznie mniejszy niż w próbie kontrolnej. Wyniki uzyskane w modułach M1 i M2 sugerują konieczność suplementacji niedoborowych pierwiastków.

10.4.2 Nadmiar Na⁺ i Cl⁻ w pożywkach bazujących na znitryfikowanej uryinie

Wysokie stężenie sodu może powodować nekrozę liści, zwiększenie ilości gromadzonej wody w świeżej masie części jadalnych, zmniejszenie długości i szerokości liści, a także obniżenie szybkości fotosyntezy i przewodnictwa szparkowego (Bie i in., 2004). Wyższa zawartość sodu może skutkować wyższym stężeniem soli w tkance roślinnej, co z kolei może powodować martwicę liści lub spowolnienie tempa wzrostu (Bie i in., 2004).

Stres solny jest czynnikiem ograniczającym wzrost roślin. Oprócz przyczyniania się do deficytu wody w roślinach, zasolenie powoduje również stresi jonowe wynikające ze

zmienionego stosunku K^+/Na^+ oraz niekorzystnych dla roślin stężeń jonów Na^+ i Cl^- . Potas odgrywa kluczową rolę w podstawowych procesach fizjologicznych roślin, natomiast sód nie jest dla roślin niezbędny. W normalnych warunkach fizjologicznych rośliny utrzymują wysoki cytozolowy stosunek K^+/Na^+ przy wysokim stężeniu K^+ (około 100mM) i niskim stężeniu Na^+ (do 10 mM) (Adams i Shim, 2014). W warunkach zasolenia błona plazmatyczna ulega silnej depolaryzacji (Chen i in., 2007), przyczyniając się do pasywnego transportu Na^+ do wnętrza komórek.

Napływ Na^+ zachodzi głównie poprzez kanały jonowe, takie jak transporter K^+ o wysokim powinowactwie oraz nieselektywne kanały kationowe (Wu, 2018). Podobieństwo wielkości jonów Na^+ i K^+ utrudnia ich rozróżnienie i to właśnie jest źródłem toksyczności Na^+ . Jony sodu mogą być transportowane do komórki przez transportery K^+ , które w normalnych warunkach służą do transportu K^+ , ale w przypadku wysokiego stężenia Na^+ będą one wychwytywać właśnie sód (Benito i in., 2014). Takie zjawisko ma właśnie miejsce w modułach bazujących na urynie. Fakt znaczącego przewyższenia ilości jonów Na^+ nad K^+ powoduje jeszcze większe niedobory potasu w komórkach, gdyż jony sodu wygrywają konkurencję o transport. Takich obserwacji dokonano w M1. Uzupełnienie pożywki M2 jonami potasu (sole potasowe: K_2S) zmniejsza konkurencję z jonami sodu o kanały transportowe, pozwalając uzupełnić niedobór potasu i stabilizując równowagę K^+/Na^+ , co przekłada się na mniejsze zaburzenia wzrostu rośliny.

Zarówno Na^+ , jak i Cl^- były obecne w nadmiarze w pożywkach bazujących na znitryfikowanej urynie M1 i M2, w porównaniu do stężeń w referencji M3-Ref.

Nadmierna asymilacja sodu w sałacie objawiała się zwiększoną jego zawartością powyżej 40 gNa/kg sm w liściach sałat z M1 i M2 w porównaniu do M3-Ref. Dla porównania, w badaniach Długosz-Grochowska i in. (2017) zawartość Na w liściach sałaty wynosiła 5.4–9.3 gNa/kg sm, a w badaniach Kleiber i in. (2015) 9.1–11.9 gNa/kg sm. Z kolei najwyższą zawartość Cl^- wynoszącą 17.7 gCl/kg sm, stwierdzono w liściach sałaty z M2, a nieco niższą (15.6 gCl/kg sm) w sałacie uprawianej na roztworze bazującym na niewzbogaconej znitryfikowanej urynie M1. Liście roślin z modułu referencyjnego zawierały 4.6 gCl/kg sm, co mieściło się w optymalnym zakresie (Długosz-Grochowska i in., 2017; Kleiber i in., 2015).

Nadmiar Cl^- w pożywkach opartych na znitryfikowanej urynie wynikał z samego składu uryny. Jest ona wydalana przez człowieka, a jej skład zależy od stosowanej diety, więc

jedynie zmiana nawyków żywieniowych (w tym mniejsze spożycie soli) może doprowadzić do obniżenia zawartości tego składnika w odpadowym strumieniu metabolicznym. Wysoka zawartość Na była związana dodatkowo z dużą ilością dawkowanego NaHCO_3 stosowanego do korekty pH i służącego jako źródło zasadowości dla procesu nityfikacji (9.2.3 *Parametry pracy reaktora SBR*). Bez dozowania NaHCO_3 tylko ok. 50% NH_4 uległoby utlenieniu, co prowadziłoby do niewłaściwego składu pożywki. Dlatego nadmierną ilość sodu można by zniwelować, stosując jako pożywkę urynę tylko częściowo znitryfikowaną.

Wynikające z takiego podejścia wysokie stężenie N-NH_4 może znacząco wpłynąć na wzrost roślin, tak samo jak nadmiar sodu (El-Nakhel i in., 2021; Volpin i in., 2020). Volpin i in. (2020) oczyszczali urynę w reaktorze membranowym bez korekty alkaliczności, a następnie wytworzyli skoncentrowany produkt w destylacji membranowej. Rozcieńczony roztwór zastosowano w bezglebowej uprawie sałaty. Wyniki wykazały, że znitryfikowana tylko częściowo uryna prowadzi do niskich współczynników plonu, znacznie niższych niż uzyskane w tych badaniach (odpowiednio 16.1 ± 2.9 i 29.14 ± 11.52 g/roślinę). Z kolei El-Nakhel i in. (2021) uprawiali sałatę na koncentracie elektrodializacyjnym (ED) uzyskanym ze strumienia całkowicie znitryfikowanej uryny oraz na komercyjnym nawozie Aurin, opartym na częściowej nityfikacji uryny ($\text{N-NH}_4/\text{N-NO}_3$ równy 1/1). Plon sałaty uprawianej na koncentracie ED z całkowicie znitryfikowanej uryny był o 51% wyższy od uprawianego na Aurinie.

Innymi propozycjami rozwiązania problemu nadmiaru sodu w nityfikacji uryny może być zastosowanie alternatywnego źródła zasadowości, wprowadzenie denityfikacji lub mieszanie uryny z kałem przed reaktorem nityfikacyjnym. Widać jednak, że nadmiar tych dwóch pierwiastków nie powoduje obniżenia plonów, gdyż masa i skład sałaty uprawianych w M2 są porównywalne z referencją. Wskazuje to, że niższe plony roślin uprawianych na pożywce z M1 związane są jedynie z niedoborami wcześniej wymienionych mikro i makro składników. Ponadto ewentualna toksyczność jonów sodu w M2 była prawdopodobnie kompensowana zwiększoną zawartością jonów potasu i wapnia (Adrover i in., 2013). Dlatego też zarówno plon, jak i zawartość chlorofili w liściach sałaty uprawianej na wzbogaconej, znitryfikowanej urynie o stosunkowo podwyższonych zawartościach Ca^{2+} i K^+ nie uległy pogorszeniu pod wpływem działania Na^+ .

Warto również nadmienić, że spożycie sałaty o większej zawartości Na^+ i Cl^- przez ludzi nie stanowi problemu, gdyż obydwie te pierwiastki są składnikami występującymi w diecie człowieka, a średnie spożycie sałaty zazwyczaj nie przekracza 100 g tygodniowo na osobę (Hospido i in., 2009). Można nawet uznać, że jest to swoisty sposób biofortyfikowania upraw bezglebowych (Buturi i in., 2021), a więc zwiększania dostępnych składników odżywczych w produkcie jadalnym, poprzez zwiększenie jego zawartości w nawozie. Choć biofortyfikacja tych składników w warunkach ziemskich nie jest popularna (ze względu na brak takiej potrzeby), to już w warunkach misji kosmicznych może znaleźć zastosowanie.

10.4.3 Skład pierwiastkowy

Zawartość azotu w biomacie, niezależnie od rodzaju zastosowanych pożywek, mieściła się w zakresie podawanym w literaturze (Falovo i in., 2009; Wojciechowska i in., 2019). Podobną tendencją wykazała również zawartość fosforu w każdym module i była zgodna z literaturą naukową (Winsor i Adams, 1987; Wojciechowska i in., 2019), nie przekraczając granicy toksyczności dla sałaty (>10 g/kg sm). Zatem ani niedobór, ani nadmiar pierwiastków nie powodował problemów w wiązaniu azotu i fosforu w modułach M1 i M2.

Zawartość potasu w każdym module mieściła się w granicach podawanych przez innych badaczy dla sałaty uprawianej konwencjonalnie (Singer i in., 2015; Wojciechowska i in., 2019). Obniżona wartość dla sałaty z modułu M1 wynikała z istotnie niższej zawartości (45%) tego pierwiastka w pożywce wyjściowej w porównaniu do M2 i referencji.

Niższa zawartość magnezu w liściach roślin nawożonych roztworami na bazie uryny mogła być spowodowana zarówno niską zawartością tego jonu w pożywce M1, jak i antagonizmem jonowym (między jonami magnezu i potasu) w pożywce M2 (Rietra i in., 2017). Niemniej jednak zawartość magnezu we wszystkich próbach mieściła się w optymalnym zakresie, który zgodnie z danymi literaturowymi wynosi od 2.3 do 7.3 gMg/kg sm (De Kreij i in., 1992).

Zawartość wapnia w liściach sałaty mieściła się w optymalnym zakresie podawanym przez White i Brown (2010) (5–10 gCa/kg sm) oraz Długosz-Grochowska i in. (2017) (16.5–23.9 gCa/kg sm). Różnice w ilości wapnia przyswojonego przez sałatę (dla M1 i M2) odpowiednio wynosiły 40% i 59% tego, co zostało przyswojone w referencji M3-Ref

wynikały z istotnych różnic w zawartości tego jonu w poszczególnych pożywkach (dla M1 i M2 odpowiednio 15 i 67% tego, co było dostępne w referencji).

Silną korelację między składem pożywki, a zawartością składników pokarmowych w liściach zaobserwowano również w przypadku żelaza, manganu i cynku. Niepełny skład pożywki M1 i jej stosunkowo wysokie pH przyczyniły się do słabej absorpcji tych składników. W M2 pomimo zastosowania chelatowej formy żelaza i jego podobnego stężenia w pożywce referencyjnej M3-Ref, liście sałaty zawierały prawie czterokrotnie mniej tego składnika w porównaniu z referencją i mniej niż zazwyczaj podawano w literaturze (np. Kleiber i in. (2015) podaje 100 mgFe/kg sm). Podobną tendencję obserwowano w przypadku manganu, którego zawartość w sałacie uprawianej na nawozach bazujących na urynie była istotnie niższa niż w sałacie referencyjnej. Warto zauważyć, że stężenie Mn w pożywce M2 było wyższe niż w M3-Ref. Zatem kluczową rolę w zmniejszonej zawartości manganu odegrała ograniczona biodostępność przez wysoki odczyn pH. Jedynie sałata uprawiana na nawozie komercyjnym, w module referencyjnym M3-Ref, miała zawartość manganu zbliżoną do wartości optymalnych, podawanych w literaturze (średnie wartości od 176.6 do 348.1 mgMn/kg sm) (Kozik i in., 2008). Stan odżywienia sałaty cynkiem w niniejszych badaniach był odpowiedni dla wszystkich modułów i zgodny z zakresem dostępnym w literaturze (49–77 mgZn/kg sm) (Kleiber i in., 2015). Zawartość miedzi w liściach sałaty wahała się od 10.9 do 11.5 mgCu/kg sm we wszystkich modułach. Pomimo różnic w pH i stężeniu miedzi pomiędzy poszczególnymi modułami, zawartość miedzi w sałacie nie odbiegała od danych literaturowych (Ylivainio i in., 2004). Zawartość boru w liściach sałaty (33.1–42.3 mgB/kg sm) mieściła się w zakresie 15–84 mgB/kg sm podawanym przez Sahin i in. (2017). Zawartość karotenoidów w sałatach z modułu M1 była nieco niższa niż zakres dostępny w literaturze (0.066–0.165 mg na g świeżej masy dla różnych rodzajów sałaty). Dla sałat z referencji M3-Ref przeciwnie, była nieco wyższa (Mampholo i in., 2016). Jedynie moduł M2 mieścił się w tym zakresie, co wskazuje na korzystny wpływ uzupełniania uryny niedoborowymi mikroelementami.

10.4.4 Badania organoleptyczne

Ograniczony wzrost i zmniejszone odżywienie sałat uprawianych na niewzbogaconej, znitryfikowanej urynie w M1 mogły budzić obawy o stan organoleptyczny roślin. Wyniki wskazują jednak, że pod względem jakości sałaty uprawiane na nawozach bazujących na

znitryfikowanej urynie są bardzo zbliżone do tych uprawianych w module referencyjnym. Uczestnicy badania nie byli w stanie wyróżnić ani odrzucić żadnej z roślin jako drastycznie odstającej pod względem smaku, wyglądu czy innych wrażeń organoleptycznych. Największe różnice odnotowano w kategorii smaku, gdzie sałata z modułu referencyjnego uzyskała najgorszy wynik, podczas gdy obydwa moduły bazujące na znitryfikowanej urynie miały zbliżone rezultaty. Pozwala to żywić nadzieję, że produkcja nawozu ze źródeł takich jak uryna jest możliwa nie tylko pod względem technicznym, ale także pod względem dostarczenia produktu końcowego o zadowalających walorach wzrokowych i smakowych. Istotniejsze niż porównanie samych wyników, które są rezultatem osobniczo zmiennych upodobań, jest to, że uczestnicy nie potrafili odróżnić sałaty uprawianej na nawozach opartych na znitryfikowanej urynie od sałaty wzorcowej.

10.5 WNIOSKI I PODSUMOWANIE

Znitryfikowana uryna, po uzupełnieniu w niektóre składniki pokarmowe tj. potas, wapń i mikroelementy, może być stosowana jako płynny nawóz do bezglebowej uprawy sałaty. Parametry ilościowo-jakościowe plonu były zbliżone do tych uzyskanych w uprawie na pożywce referencyjnej (nawozy komercyjne). W przypadku uprawy na niewzbogaconej, znitryfikowanej urynie uzyskano znacznie niższy plon oraz gorszy stan odżywienia sałaty, zarówno pod względem składników pokarmowych, jak i pigmentów świadczących o jakości procesu fotosyntezy. Badania organoleptyczne wykazały jednak, że konsumenci nie byli w stanie rozpoznać, które sałaty były uprawiane na urynie lub urynie wzbogaconej. Nie byli także w stanie odróżnić ich od sałaty uprawianej na pożywce referencyjnej. Ponadto sałaty uprawiane na znitryfikowanej urynie (wzbogaconej i niewzbogaconej) uzyskały na ogół wyższe oceny pod względem smaku i barwy.

Kluczowym czynnikiem wpływającym na wzrost sałaty okazało się dostarczenie brakujących składników odżywczych, co jest ważnym spostrzeżeniem biorąc pod uwagę fakt, że obecnie badania dotyczące zamkniętych obiegów i cyrkulacji wody oraz składników odżywczych skupiają się na makro składnikach tj. azocie (np. Clauwaert i in. (2017)). Jak wykazano, w celu uzyskania plonu gwarantującego optymalną uprawę roślinności w przestrzeni kosmicznej, znalezienie źródła uzupełnienia zawartości pozostałych pierwiastków będzie kluczowe.

11. WPŁYW SURFAKTANTÓW NA BEZGLEBOWĄ UPRAWĘ SAŁATY

11.1 CEL I ZAKRES

Głównym założeniem eksperymentu było sprawdzenie oddziaływania na uprawę bezglebową najważniejszego zanieczyszczenia wody szarej - środków powierzchniowo czynnych. Pierwszym celem była weryfikacja, czy wysokie stężenie surfaktantów (tj. takie które występuje w kolonii pozaziemskiej w nieoczyszczonym strumieniu wody szarej) pozwoli na uprawę bezglebową roślinności. Taka sytuacja mogłaby wystąpić np. w razie awarii systemu oczyszczania wody szarej w przyszłej kolonii pozaziemskiej. Ponadto jest to najprostszy sposób na bezpośrednie odzyskanie wody ze strumienia wody szarej, czyli poprzez wykorzystanie jej jako bazy do stworzenia pożywki dla roślin uprawianych bezglebowo. Wcześniejsze eksperymenty uprawy roślin sugerowały, że taka uprawa przy niższych stężeniach surfaktantów może być efektywna. Wyższe stężenia (czyli takie, które występują w przepisach na wodę szarą generowaną w przyszłej kolonii pozaziemskiej $>1000 \text{ mg/dm}^3$) mogą powodować obniżenie masy plonu i zaburzenie pobierania składników odżywczych (Baratella i in., 2016, Chaichi i in., 2015, Trinchera i Baratella 2018).

Kolejnym celem niniejszego badania była ocena czy w przypadku produkcji nawozu opartej na nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej, przewidywane stężenia na odpływie z reaktora (tzn. zakładające $>90\%$ skuteczność usunięcia surfaktantów i odpowiadające stężenie rzędu $\sim 70 \text{ mg/dm}^3$), będą wystarczające do zrealizowania uprawy bezglebowej.

W eksperymencie zastosowano trzy różne anionowe środki powierzchniowo czynne, stosowane w warunkach kosmicznych: SLES, SMCT, SDBS w dwóch różnych stężeniach: wysokim $>1000 \text{ mg/dm}^3$ oraz niskim: ok. 70 mg/dm^3 . Wpływ na uprawę sałaty badany był przez śledzenie cyklu wzrostowego roślin, zmian parametrów pożywki oraz określenie parametrów jakościowych i ilościowych plonu po zakończonej uprawie (masa jadalna i niejadalna, świeża i sucha oraz skład pierwiastkowy tych części).

Ze względu na konieczność dokładnego śledzenia biodegradacji surfaktantów w strefie korzeniowej roślin, zdecydowano się na przerobienie systemu stosowanego w poprzednim eksperymencie na system aeroponiczny. W takim systemie woda nie utrzymuje się w rynnach wzrostowych (tak jak w etapie 2), a spływa całkowicie do zbiornika z pożywką. Pozwala to na dokładne śledzenie zarówno ubytków wody, jak i degradacji surfaktantów. W układzie

hydroponicznym jest to obarczone pewnym błędem, ze względu na pewną ilość wody ciągle obecną w obrębie strefy korzeniowej.

Kolejną zmianą w odniesieniu do poprzedniego eksperymentu uprawowego było zastosowanie pożywki fizjologicznej na podstawie Resh (2016).

11.2 MATERIAŁY I METODY

11.2.1 Zastosowane rośliny

Podobnie, jak w etapie 2, również w tym eksperymencie zastosowano sałatę (*Lactuca sativa var. capitata L.*) (uzasadnienie takie same jak w punkcie 10.2.1).

11.2.2 Zastosowane surfaktanty

Najczęściej stosowanymi surfaktantami podczas misji kosmicznych są surfaktanty anionowe: SMCT, SDBS, SLES (Anderson i in., 2018; Blersch and Kangas, 2003; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wickman, 2007; Wydeven i Golub, 1990; Xie i in., 2017). Zastosowane stężenia, zgodnie z sugestiami literaturowymi, mieściły się w zakresie 56–2000 mg/dm³ (Anderson i in., 2018; Sharvelle i in., 2004; Silverstein i in. 1994; Verostko i in., 2004; Wydeven i Golub, 1990). Głównym, dedykowanym surfaktantem do użycia podczas misji kosmicznych jest SMCT (Anderson i in., 2018; Verostko i in., 2004). Charakteryzuje się on właściwościami pianotwórczymi i zwilżającymi. Jest łagodnym środkiem myjącym, łatwo rozpuszczalnym w wodzie (Aspinall i in., 2021). Niemniej każdy z wymienionych wyżej surfaktantów pojawił się w literaturze kosmicznej i może być stosowany jako materiał do higieny osobistej oraz jako środek czyszczący. SLES jest szeroko stosowanym surfaktantem charakteryzowanym jako środek spłukujący. Oprócz doskonałej zdolności czyszczącej, ma również dobrą emulgację i zdolność do pienienia się. Charakteryzuje się dobrą rozpuszczalnością, korzystną odpornością na twardą wodę i wysoką biodegradowalnością (Caracciolo i in., 2017). SDBS posiada właściwości nawilżające, pieniące, emulgujące i dyspergujące i jest uznawany za substancję bezpieczną (Manousaki i in., 2004).

11.2.3 Zastosowane pożywki

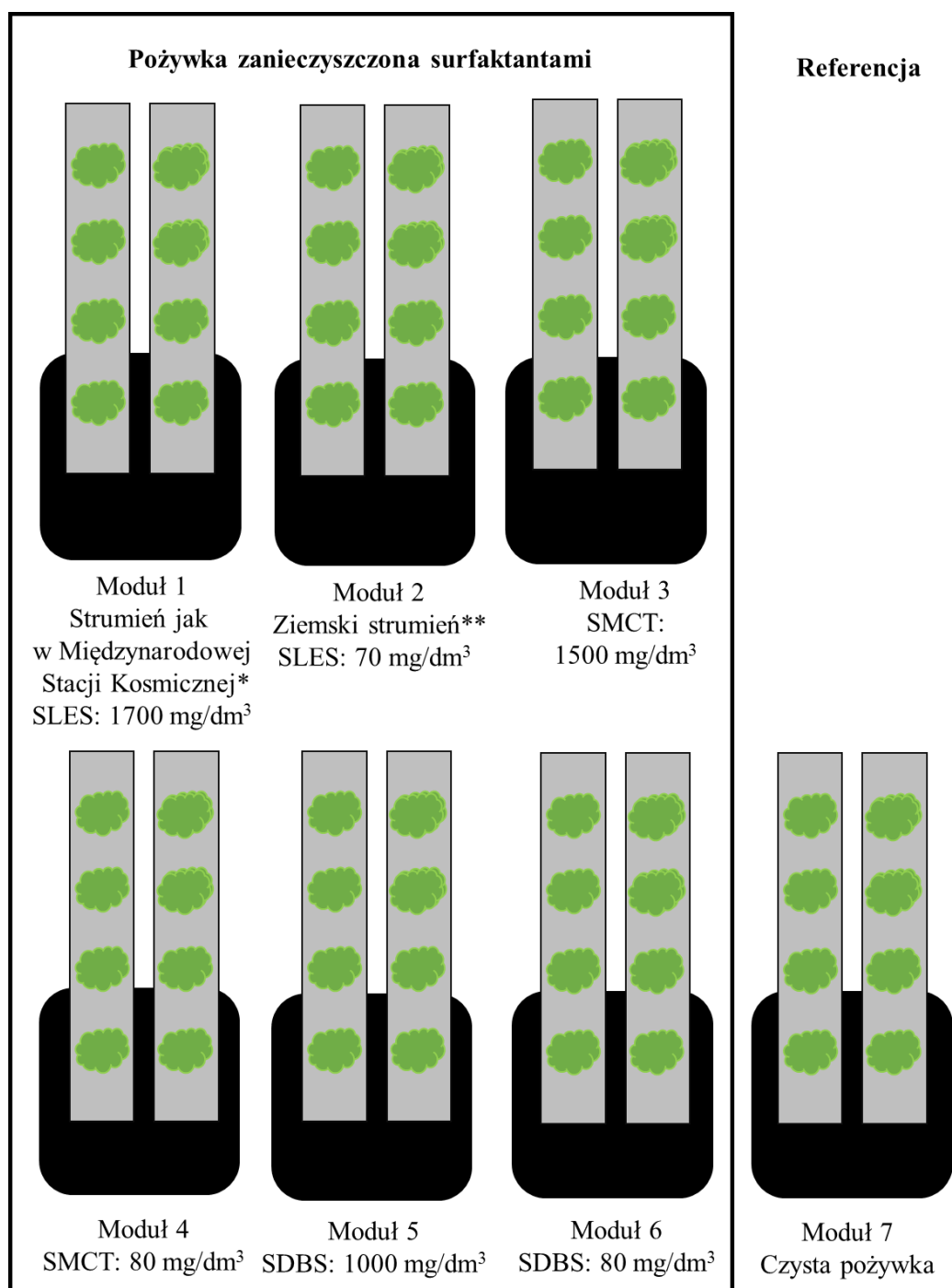
Dla potrzeb sprawdzenia wpływu surfaktantów w różnych stężeniach na wzrost bezglebowy roślin, przygotowane pożywki nie mogły być źródłem innych czynników

ograniczających wzrost (np. niedobór pierwiastków itd.). Bazą dla każdego z modułów był więc roztwór przygotowany na podstawie Resh (2016). Jego skład przedstawiono w Tabeli 21. Mieszaninę przygotowano oddzielnie od środków powierzchniowo czynnych. Po sporządzeniu pożywki, do 6 modułów dodano surfaktanty w odpowiednim stężeniu.

Tabela 21. Skład bazowej pożywki aeroponicznej (Resh, 2016).

Pierwiastek	N-NO ₃	N-NH ₄	P-PO ₄	K	Mg	Ca	S-SO ₄	Fe	Zn	B	Mn	Cu	Mo	
Stężenie	mg/dm ³	165	15	50	210	45	190	65	4	0.1	0.5	0.5	0.1	0.05

Pożywki zatężone 200 krotnie sporządzono w dwóch oddzielnych kolbach o pojemności 1 dm³. W kolbie A zmieszano Fe(EDTA), Ca(NO₃)₂·4H₂O, NH₄NO₃. W kolbie B zmieszano H₃BO₃, CuSO₄·5H₂O, MgSO₄·7H₂O, MnSO₄·H₂O, KH₂PO₄, K₂SO₄, ZnSO₄·2H₂O, MoO₃. Dzięki oddzielnemu mieszanemu powyższych związków uniknięto wytrącania się soli. W celu uzyskania odpowiednich stężeń, do każdego ze zbiorników aeroponicznych dodano po 200 cm³ roztworów A i B, i uzupełniono do 40 dm³ wody destylowanej. Następnie do każdego z 6 modułów dodano anionowe środki powierzchniowo czynne. Pierwszy moduł zasilany był wodą zawierającą wysokie stężenie środka powierzchniowo czynnego SLES (1700 mg/dm³), wynikające z założenia zużycia wody na cele higieniczne takie jak na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (Anderson i in., 2018). Moduł drugi zasilany był znacznie niższym stężeniem SLES (70 mg/dm³), wynikającym z założenia średniego zużycia wody szarej jak na Ziemi (Oron i in., 2014). Moduły od trzeciego do szóstego zasilane były surfaktantami typowymi dla misji kosmicznych (SDBS i SMCT) o różnych stężeniach. Moduły trzeci i czwarty zasilane były odpowiednio 1500 i 80 mg/dm³ SMCT. Moduły piąty i szósty zasilane były odpowiednio 1000 i 80 mg/dm³ SDBS. Siódmy moduł był modułem kontrolnym, w którym znajdowała się czysta pożywka. Ogólny schemat eksperymentu przedstawiono na Rysunku 29.



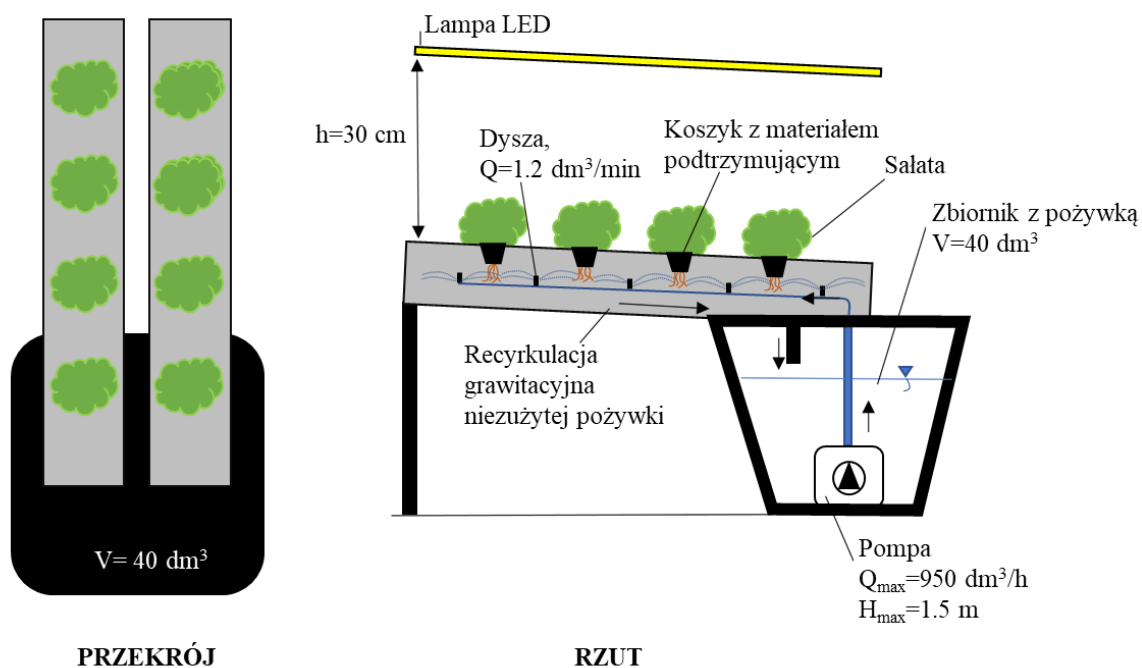
Rysunek 29. Schemat układów eksperymentalnych.

*Strumień obliczony na podstawie średniego zużycia surfaktantu i obciążenia wody szarej na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (ISS) (Anderson i in., 2018).

**Strumień obliczony na podstawie średniego zużycia surfaktantu i obciążenia szarej wody w typowym gospodarstwie domowym (Oron i in., 2014).

11.2.4 Instalacja badawcza

Doświadczenie przeprowadzono w siedmiu modułach aeroponicznych w skali laboratoryjnej. Moduły te powstały poprzez modyfikację modułów hydroponicznych opisanych w rozdziale 9. Zmiany te podyktowane były koniecznością lepszego śledzenia biodegradacji surfaktantów anionowych w strefie korzeniowej roślin, a także możliwością dokładniejszego śledzenia zmian ilości wody w zbiorniku (w układzie hydroponicznym zawsze jakaś część wody pozostawała w rynnie uprawowej). W systemie aeroponicznym woda nie utrzymuje się w rynnach wzrostowych, lecz spływa całkowicie do zbiornika z pożywką. Zmodyfikowany układ badawczy pozwalał na uprawę 4 sałat w jednej rynnie (w sumie 8 na moduł), ze względu na równomierne ułożenie dyszy spryskujących. Każdy moduł wyposażony był w zbiornik na pożywkę o pojemności 40 dm³ ze skalą przeznaczoną do pomiaru poziomu wody oraz przykryciem zapobiegającym parowaniu. Główne elementy każdego modułu były takie same jak w przypadku instalacji badawczej stosowanej w poprzednim eksperymencie (*punkt 10.2.3*). Recyrkulację pożywki w każdym module zapewniał przepływ grawitacyjny, pozwalający na spływ niewykorzystanej pożywki z powrotem do zbiornika. Ze względu na niedostępność lampy jarzeniowej zastosowanej w poprzednim eksperymencie, zdecydowano się na użycie lamp LED, które charakteryzują się wysoką wydajnością oraz strumieniem świetlnym 9700 lm (Anderson i in., 2018). Każdy moduł był wyposażony we własną lampę LED. Schemat pojedynczego modułu aeroponicznego został przedstawiony na Rysunku 30.



Rysunek 30. Schemat pojedynczego modułu aeroponicznego.

Nasiona wysiewano w wełnie mineralnej nasączona pożywką, a następnie inkubowano około 7 dni. Do umieszczenia w modułach eksperymentalnych wybierano dobrze wyrosnięte, zdrowe sadzonki. Rośliny naświetlane były przez lampy LED w cyklu 16 h światła i 8 h ciemności. Moduły były utrzymywane w takich samych warunkach środowiska zewnętrznego (natężenie światła, temperatura powietrza, wilgotność powietrza). Cykl wzrostowy trwał 42. doby. Po tym czasie sałatę zebrano i poddano pomiarom ilościowym oraz jakościowym.

11.2.5 Metody analityczne

Podczas całego eksperymentu codziennie sprawdzano parametry wewnątrz pomieszczenia, takie jak: temperatura powietrza, wilgotność względna oraz parametry pożywki (temperatura, pH, przewodność elektryczna), a także poziom wody w zbiornikach w każdym module. Do pomiaru pH, EC i temperatury pożywki wykorzystano sondy firmy Hach (Intellical PHC101 dla pH i temperatury z dokładnością pomiaru 0.01 oraz Sension+EC5 dla EC) oraz multimetr HQ40D. Najważniejsze makroskładniki (N-NH₄, N-NO₃, P-PO₄, Mg, K) oraz anionowe związki powierzchniowo czynne w pożywce oznaczano testami kuwetowymi firmy Hach odpowiednio: test LCK303, test LCK340, test LCK049, test LCK326, test LCK228, test LCK332 przy użyciu spektrofotometru DR3900 firmy Hach-Lange. Do pomiaru Ca stosowano testy kuwetowe firmy Merck (nr 100858) i spektrofotometr

Spectroquant® NOVA 60A. Analizy chemiczne przeprowadzano dwa razy w tygodniu dla surfaktantów i raz w tygodniu dla pierwiastków w pożywkach.

Po zakończeniu uprawy główki sałaty i korzenie (oddzielnie) zostały zważone i wysuszone. Części jadalne określono jako główkę sałaty (liście, łodyga). Częścią niejadalną były korzenie. Świeżą masę części jadalnych i niejadalnych mierzono bezpośrednio po zbiorze. Suchą masę części jadalnych i niejadalnych mierzono po wysuszeniu w temperaturze 80°C przez 48 h. Zawartość wody obliczano jako różnicę między tymi wartościami. W kolejnym etapie materiał roślinny mineralizowano mieszaniną H₂SO₄ (96%, czysty analitycznie) i H₂O₂ (30%, czysty analitycznie). Stężenie K, Ca, Na oznaczono metodą płomieniowej spektrofotometrii emisyjnej, Mg metodą atomowej spektrofotometrii absorpcyjnej (na aparacie AAS, Carl Zeiss Jena), a P metodą kolorymetryczną (absorbancja mierzona przy 430 nm). Zawartość azotu w roślinach oznaczono metodą Kiejdahla przy użyciu aparatu destylacyjnego. Każdy pomiar składu sałaty wykonano w trzech powtórzeniach. Poziom istotności pomiarów świeżej masy, suchej masy i składu pierwiastkowego sprawdzano testem dla dwóch średnich z rozkładu normalnego dla $\alpha=0.05$.

Wszystkie oznaczenia wykonywano we współpracy ze specjalistycznym laboratorium Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.

11.3 REZULTATY

11.3.1 Parametry uprawowe

Podobnie jak w poprzednim eksperymencie, instalacja nie miała możliwości kontroli i regulacji parametrów powietrza. Zanotowano wahania zarówno temperatury, jak i wilgotności. Temperatura powietrza wynosiła średnio 21.8±0.6°C, a wilgotność powietrza średnio 43.0±8.6%.

Wszystkie sadzonki z modułów M3 (1500 mgSMCT/dm³) i M5 (1000 mgSDBS/dm³) obumarły w pierwszych 2 tygodniach uprawy. Z tego powodu dane dla tych dwóch modułów były zbierane tylko w tym okresie. Temperatury pożywek wynosiły średnio 19.62±0.56°C, 19.60±0.50°C, 19.56±0.55°C, 19.80±0.50°C oraz 19.81±0.50°C odpowiednio dla M1 (1700 mgSLES/dm³), M2 (70 mgSLES/dm³), M4 (80 mgSMCT/dm³), M6 (80 mgSDBS/dm³) i M7-Ref (referencja, czysta pożywka). Dla modułów M3 i M5 średnia temperatura pożywek wynosiła odpowiednio 19.81±0.41°C oraz 19.77±0.37°C. Podobnie jak w poprzednim

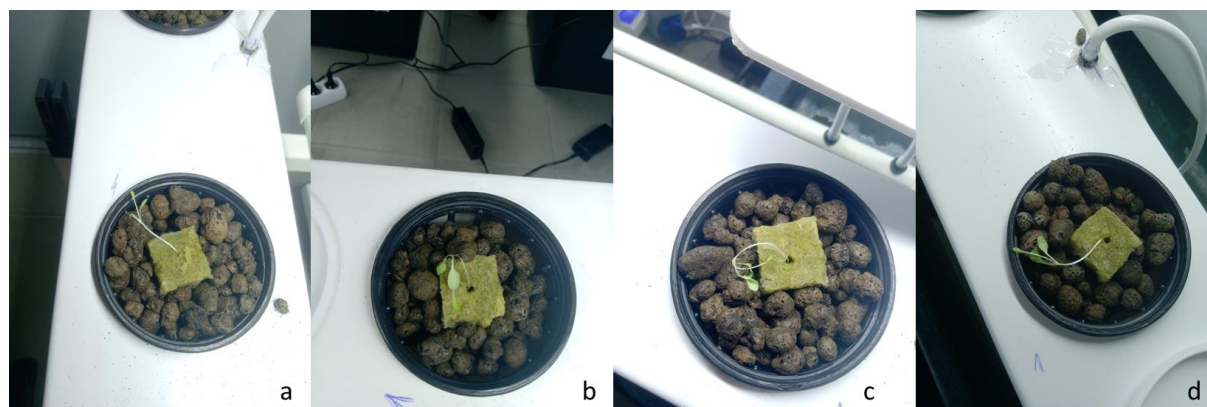
eksperymentcie nie prowadzono aktywnej kontroli pH i EC, zarówno podczas przygotowania pożywek, jak i podczas trwania eksperymentu. pH do 37. doby wykazywało tendencje malejącą dla wszystkich modułów, a następnie, aż do końca uprawy, rosnącą. W module M1 spadek pH był znacznie wolniejszy, co może być wynikiem słabo rozwiniętej zarówno części nadziemnej, jak i systemu korzeniowego roślin ze względu na wysokie stężenie surfaktantu SLES. Zakresy wartości pH dla eksperymentu wynosiły 7.04–7.78, 6.05–7.74, 5.77–7.62, 5.72–7.60 oraz 6.08–7.70 dla M1, M2, M4, M6 oraz M7-Ref. Dla modułów M3 i M5 zakres pH pożywek wynosił odpowiednio 6.85–8.40 oraz 7.27–7.78. Moduł M3 charakteryzował się najwyższym początkowym pH (7.82), natomiast moduł M4 najniższym (7.07).

Przewodność (EC) rosła w każdym z modułów, co było skutkiem zateżenia pożywek. Podczas cyklu wzrostu sałaty EC w każdym z modułów wzrosło około dwukrotnie. Generalnie EC w uprawach z surfaktantami było wyższe 1.2–1.5 razy niż w uprawie referencyjnej z czystą wodą, co jest zgodne z wynikami uzyskanymi wcześniej przez innych autorów (Sawadogo i in., 2014). Średnie EC wynosiło odpowiednio 2.85 ± 0.48 , 2.60 ± 0.43 , 2.99 ± 0.73 , 2.64 ± 0.44 oraz 2.39 ± 0.73 mS/cm dla modułów M1, M2, M4, M6 oraz M7-Ref. Natomiast dla modułów M3 i M5: 2.09 ± 0.12 i 2.25 ± 0.09 mS/cm.

Ważnym parametrem pod koniec uprawy był stan instalacji aeroponicznej. Jest to jedna ze znanych wad stosowania tego systemu (Despommier, 2019). Moduły zawierające surfaktanty charakteryzowały się znacznym zmniejszeniem światła przewodów dostarczających pożywkę oraz dysz spryskujących. Mimo, że w referencji nie zastosowano żadnego środka powierzchniowo czynnego układ hydrauliczny również został zanieczyszczony, chociaż w mniejszym stopniu.

11.3.2 Plon

Do końca uprawy, po 42. dniach wzrostu, przetrwały rośliny tylko z pięciu modułów. W modułach M3 i M5, zasilanych odpowiednio 1500 mg/dm^3 SMCT i 1000 mg/dm^3 SDBS, wszystkie rośliny obumarły w ciągu 17 dób uprawy. Niektóre z nich uschły w ciągu pierwszych dwóch dób po ekspozycji, niektóre utrzymały się dłużej. Wszystkie z nich były widocznie uszkodzone już od pierwszego dnia ekspozycji, a ich wzrost był poważnie zaburzony. Zatem te dwa moduły nie były analizowane w dalszej części pracy. Zdjęcia przykładowych obumarłych roślin z modułów M3 i M5 przedstawiono na Rysunku 31.



Rysunek 31. Zdjęcie przykładowych obumarłych siewek (a, b – Moduł 3, c, d – Moduł 5).

Wyłączając moduły M3 i M5, pod koniec uprawy (42. doba) wizualnie wszystkie sałaty prezentowały się bardzo dobrze, z wyjątkiem sałaty uprawianej na najwyższym stężeniu SLES, której plon był zdecydowanie niższy. W Tabeli 22. przedstawiono poszczególne parametry badania ilościowego zebranego plonu, wyrażone jako świeża masa i sucha masa części jadalnych i niejadalnych oraz jako indeks żniwny (stosunek masy części jadalnych do masy całkowitej).

Tabela 22. Plon sałaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.

Moduł	Masa jadalna FM	Masa jadalna SM	Masa niejadalna FM	Masa niejadalna SM	Indeks żniwny
	g/roślina	% FM	g/roślina	% FM	
Moduł M1 (SLES 1700 g/dm ³) (N=8)	13.88 \pm 7.83	5.58 \pm 0.39	1.53 \pm 0.52	8.97 \pm 0.38	88 \pm 5
Moduł M2 (SLES 70 mg/dm ³) (N=7)	65.29 \pm 15.17	3.64 \pm 0.24	6.01 \pm 1.42	4.78 \pm 0.31	91 \pm 2
Moduł M4 (SMCT 80 mg/dm ³) (N=8)	57.50 \pm 18.69	2.72 \pm 0.11	5.79 \pm 2.48	6.48 \pm 0.35	91 \pm 1
Moduł M6 (SDBS 80 mg/dm ³) (N=8)	71.25 \pm 13.96	2.61 \pm 0.06	6.02 \pm 1.02	5.19 \pm 0.13	92 \pm 1
Moduł M7-Ref (Referencja) (N=8)	74.50 \pm 16.52	2.05 \pm 0.06	5.19 \pm 1.09	5.78 \pm 0.15	93 \pm 1

Plon jadalny i niejadalny sałaty nawożonej pożywką zanieczyszczoną SLES 1700 g/dm³ (M1) był najniższy w porównaniu do pozostałych modułów, nawet pięciokrotnie w porównaniu z referencją. Świeże masy części jadalnych z modułu M2 (SLES, 70 mg/dm³)

i modułu M4 były o ok. 23% mniejsze od masy w module referencyjnym M7-Ref. Moduł M6 (SDBS, 80 mg/dm³) miał świeżą masę jadalną porównywalną do referencji, jednak zawierała ona mniej wody niż sałata uprawiana w próbie kontrolnej (większa sucha masa). Świeża masa części niejadalnych w modułach M2, M4 i M6 była większa niż w module referencyjnym o ok. 1.5–16%, przy czym nie stwierdzono wzrostu masy liści, co skutkowało obniżeniem wartości indeksu żniwnego.

Porównując plony z modułów zanieczyszczonych surfaktantami z modulem referencyjnym M7-Ref stwierdzono statystycznie istotne różnice (test t-Studenta, $\alpha=0.05$; u poza obszarem krytycznym -1.96 do 1.96) w przypadku:

- wszystkich parametrów w module M1 (u w zakresie -3.68 do -9.26),
- suchej masy części jadalnej w M2 ($u=-2.01$),
- świeżej masy części jadalnej w module M4 ($u=-2.22$).

Wszystkie powyższe parametry charakteryzowały się niższą wartością w porównaniu z referencją. Pozostałe cechy charakteryzujące plon mieściły się w obszarze krytycznym, w tym wszystkie dla modułu M6, co oznacza, że nie różniły się statystycznie w porównaniu z modulem M7-Ref.

11.3.3 Skład pierwiastkowy

Obecność surfaktantów w pożywkach poszczególnych modułów miała wpływ na skład pierwiastkowy części jadalnych oraz niejadalnych. Wyniki analizy składu pierwiastkowego roślin wyznaczone w suchej masie uśrednionych próbek masy jadalnej (liście + łodygi) z każdego modułu przedstawiono w Tabeli 23.

Tabela 23. Skład pierwiastkowy części jadalnych sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm odchylenie standardowe). sm–sucha masa, liczba powtórzeń: 3.

Parametr	Moduł M1 (SLES 1700 mg/dm ³)	Moduł M2 (SLES 70 mg/dm ³)	Moduł M4 (SMCT 80 mg/dm ³)	Moduł M6 (SDBS 80 mg/dm ³)	Moduł M7-Ref (Referencja)
	g/kg sm				
N	49.4 \pm 1.1	44.1 \pm 0.8	49.4 \pm 0.7	48.0 \pm 1.0	46.2 \pm 1.2
P	4.4 \pm 0.3	7.2 \pm 0.4	7.6 \pm 0.3	8.7 \pm 0.6	7.9 \pm 0.3
K	73.0 \pm 2.0	89.7 \pm 1.5	101.6 \pm 1.2	104.6 \pm 4.2	99.5 \pm 5.0
Ca	9.6 \pm 0.3	5.1 \pm 0.3	7.1 \pm 0.2	9.0 \pm 0.4	8.1 \pm 0.4
Mg	6.4 \pm 0.6	6.4 \pm 0.4	8.1 \pm 0.2	8.2 \pm 0.5	6.7 \pm 0.4
Na	6.4 \pm 0.3	2.3 \pm 0.3	3.0 \pm 0.3	2.8 \pm 0.2	2.2 \pm 0.2

Porównując zawartości pierwiastków z modułów zanieczyszczonych środkami powierzchniowo czynnymi z modułem kontrolnym M7-Ref stwierdzono brak statystycznie istotne różnic (test t-Studenta, $\alpha=0.05$, u w obszarze krytycznym -1.96 do 1.96) w przypadku parametrów: zawartość Mg w M1, zawartość Mg i Na w M2, zawartość P, K w M4. W przypadku pozostałych parametrów różnice były statystycznie istotne. Moduł M1 charakteryzował się wyższymi zawartościami pierwiastków (N, Ca, Na) oraz niższymi (P, K, Mg) w porównaniu z referencją M7-Ref. Z kolei parametry modułu M2 były niższe w przypadku każdego z pierwiastków. W module M4 generalnie były one wyższe poza P i Ca. Cały moduł M6 charakteryzował się istotnie wyższymi zawartościami wszystkich pierwiastków w porównaniu z referencją. Porównanie składu pierwiastkowego w suchej masie jadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego przedstawiono w Tabeli 24.

Tabela 24. Porównanie składu pierwiastkowego suchej masy jadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego.

Moduł	N	P	K	Ca	Mg	Na
	% wartości uzyskanej w referencji					
Moduł M1 (SLES 1700 mg/dm ³)	107%	56%	74%	118%	96%	292%
Moduł M2 (SLES 70 mg/dm ³)	96%	92%	90%	63%	97%	108%
Moduł M4 (SMCT 80 mg/dm ³)	107%	97%	102%	87%	122%	136%
Moduł M6 (SDBS 80 mg/dm ³)	105%	110%	105%	111%	123%	129%

Wyniki analizy składu pierwiastkowego części niejadalnych sałat, wyznaczone w suchej masie uśrednionych próbek masy niejadalnej (korzenie) z każdego modułu przedstawiono w Tabeli 25.

Tabela 25. Skład pierwiastkowy części niejadalnych sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm odchylenie standardowe). sm–sucha masa, liczba powtórzeń: 3.

Parametr	Moduł M1 (SLES 1700 mg/dm ³)	Moduł M2 (SLES 70 mg/dm ³)	Moduł M4 (SMCT 80 mg/dm ³)	Moduł M6 (SDBS 80 mg/dm ³)	Moduł M7-Ref (Referencja)
	g/kg sm				
N	35.0 \pm 1.1	34.0 \pm 1.3	36.3 \pm 1.2	29.1 \pm 1.9	33.6 \pm 0.5
P	6.1 \pm 0.6	12.2 \pm 0.9	12.9 \pm 0.9	11.3 \pm 0.6	12.1 \pm 0.7
K	37.5 \pm 1.0	54.3 \pm 0.7	67.6 \pm 0.9	62.2 \pm 1.9	68.8 \pm 1.6
Ca	10.9 \pm 0.8	31.8 \pm 1.2	9.7 \pm 0.5	38.6 \pm 0.9	28.1 \pm 1.0
Mg	22.3 \pm 0.7	14.4 \pm 0.5	16.7 \pm 0.7	21.5 \pm 0.5	18.6 \pm 0.8
Na	6.8 \pm 0.7	4.9 \pm 0.4	6.3 \pm 0.6	7.6 \pm 0.6	5.4 \pm 0.5

Zawartość pierwiastków w częściach niejadalnych roślin uprawianych w modułach z surfaktantami różniła się statystycznie od tych otrzymanych w module referencyjnym M7-Ref. Poza zawartością N i P w module M2 wszystkie parametry posiadały u poza obszarem krytycznym, co sugeruje istotne statystycznie różnice. Porównanie składu pierwiastkowego w suchej masie niejadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego przedstawiono w Tabeli 26.

Tabela 26. Porównanie składu pierwiastkowego suchej masy niejadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego.

Moduł	N	P	K	Ca	Mg	Na
	% wartości uzyskanej w referencji					
Moduł M1 (SLES 1700 mg/dm ³)	104%	50%	55%	39%	120%	126%
Moduł M2 (SLES 70 mg/dm ³)	101%	101%	79%	113%	77%	91%
Moduł M4 (SMCT 80 mg/dm ³)	108%	107%	98%	35%	90%	117%
Moduł M6 (SDBS 80 mg/dm ³)	87%	93%	90%	137%	116%	141%

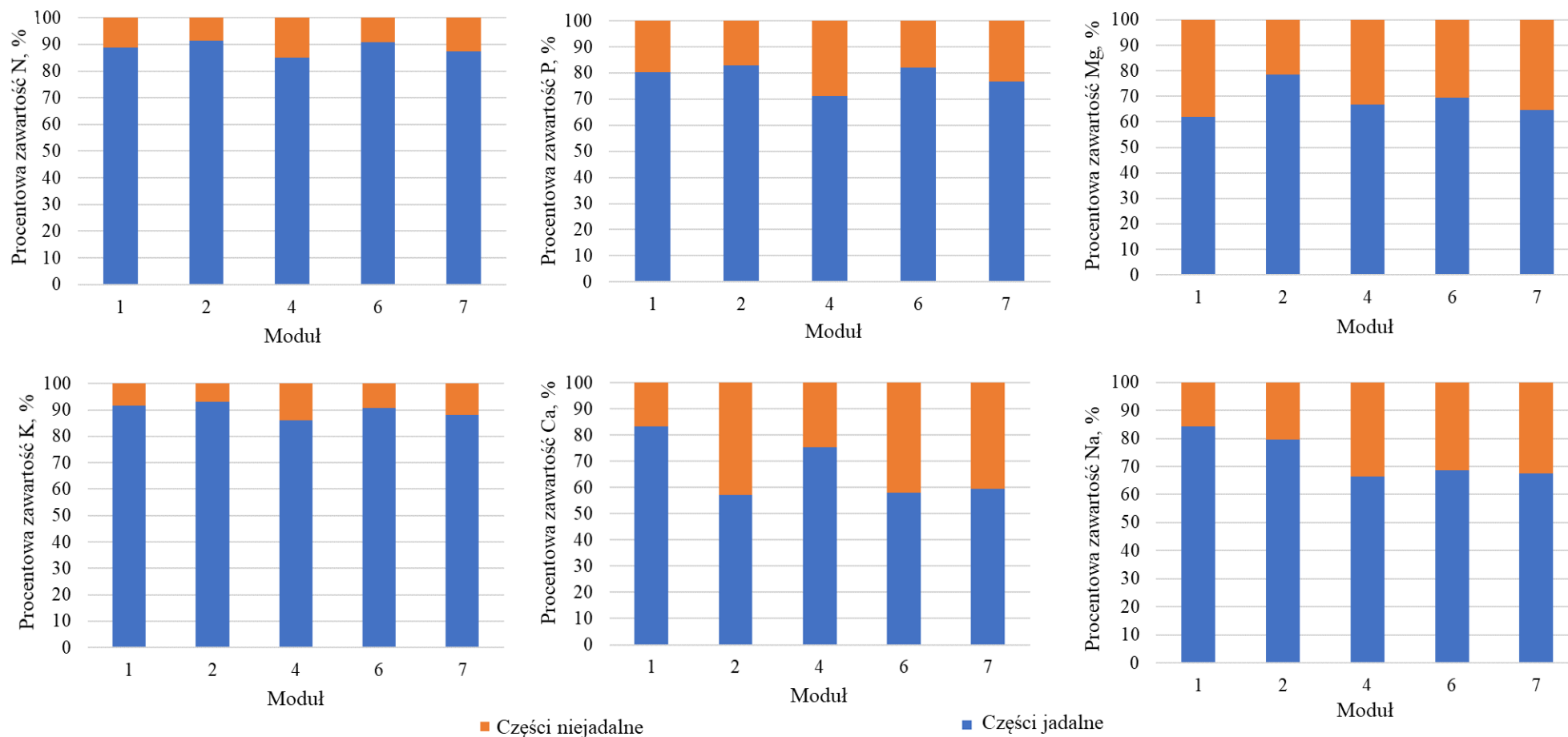
Azot poza modułem M6 był w większej ilości asymilowany w modułach z surfaktantami niż w referencji. Analogiczną tendencję zaobserwowano w przypadku M2 i M4 dla fosforu. Asymilacja potasu była mniejsza dla każdego z modułów. Z kolei asymilacja wapnia była zwiększona w modułach M2 i M6, a zmniejszona w modułach M1 i M4. Podobne obserwacje poczyniono dla magnezu (większa asymilacja w modułach M1 i M6, mniejsza w modułach M2 i M4). Natomiast asymilacja sodu była zwiększona w większości modułów z wyjątkiem modułu M2.

Na Rysunku 32. przedstawiono podział masy kolejnych badanych pierwiastków pomiędzy częścią jadalną i niejadalną roślin.

Układ nityfikacji i bezglebowej uprawy roślin, jako istotny element zamkniętego obiegu pierwiastków i wody w systemach kosmicznych

Jak widać obecność surfaktantów miała wpływ na rozkład absorpcji pierwiastków do części jadalnych i niejadalnych w sałacie. W przypadku N, P, K obecność surfaktantu SMCT w module M4 wpłynęła na zwiększenie udziału tych pierwiastków w częściach niejadalnych, w porównaniu do modułu referencyjnego M7-Ref. Natomiast moduły M1, M2 i M6 charakteryzowały się zmniejszeniem tego udziału. W przypadku Mg moduły M2, M4 i M6 miały mniejszą absorpcję do części niejadalnych, natomiast M1 miał większą absorpcję w porównaniu z referencją. Moduły M2 i M6 miały więcej Ca w częściach niejadalnych, natomiast moduły M1 i M4 mniej, w porównaniu z referencją.

W odniesieniu do sodu absorpcja do części niejadalnych w modułach M1 i M2 była niższa, a w modułach M4 i M6 zbliżona do referencji.



Rysunek 32. Rozkłady wszystkich badanych pierwiastków między częścią jadalną i niejadalną w każdym z modułów.

11.3.4 Transpiracja

Wielkość strumienia transpiracji każdego modułu obliczono jako różnicę pomiędzy ubytkiem masy wody w zbiorniku na końcu eksperymentu i masą wodą zawartą w częściach jadalnych i niejadalnych roślin, przeliczoną na dobę czasu trwania uprawy. Oszacowaną wielkość transpiracji dla każdego z modułów przedstawiono w Tabeli 27.

Tabela 27. Wielkość strumienia transpiracji dla sałat uprawianych w poszczególnych modułach.

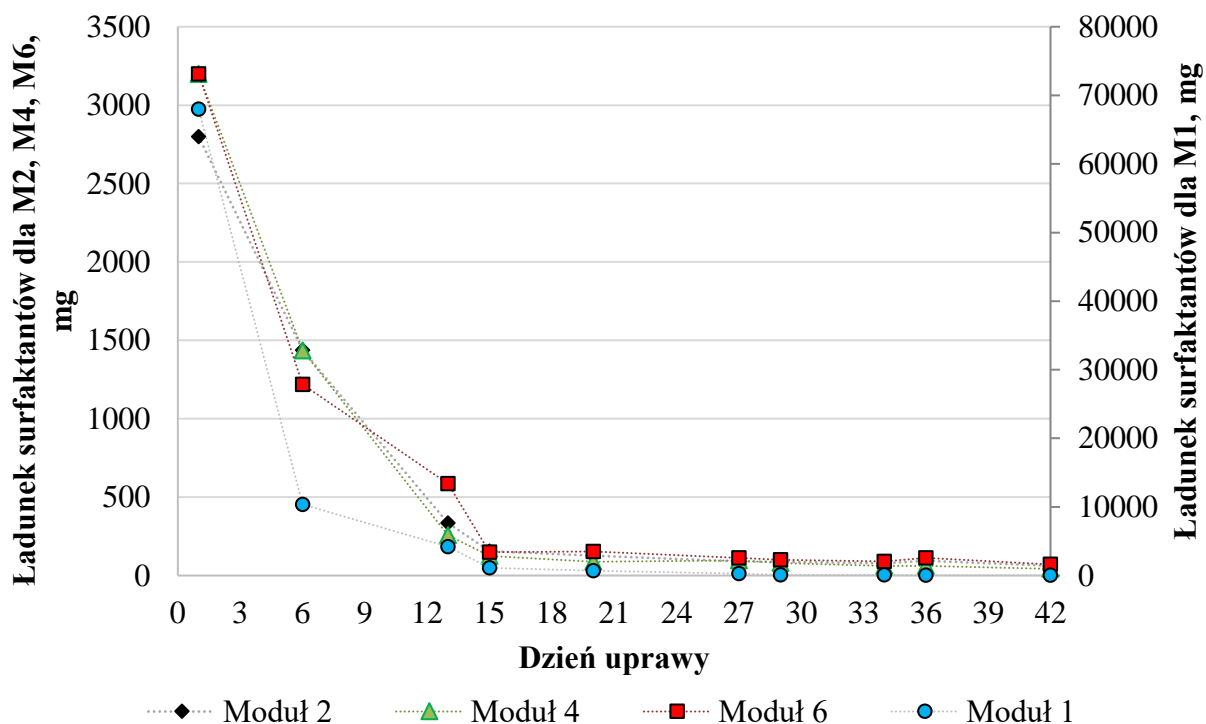
Moduł	M1 (SLES 1700 g/dm ³)	M2 (SLES 70 mg/dm ³)	M4 (SMCT 80 mg/dm ³)	M6 (SDBS 80 mg/dm ³)	M7-Ref (Referencja)
Transpiracja, gH ₂ O/d	640.10	607.70	711.90	607.40	532.80

Można zauważyć, że wielkość transpiracji w modułach zanieczyszczonych surfaktantami była większa niż w przypadku modułu referencyjnego. Najwyższą wartością charakteryzował się moduł M4. Otrzymane wartości są niższe niż te przedstawiane w literaturze. Anderson i in. (2018) określają wielkość transpiracji dla sałaty jako 820 g/d. Różnice te mogą wynikać z odmiennych parametrów uprawy (uprawa hydroponiczna, a nie aeroponiczna, niekontrolowana temperatura i wilgotność, inne warunki oświetleniowe itd.).

11.3.5 Degradacja surfaktantów

Degradację surfaktantów określono poprzez zmiany ich ładunków w zbiorniku (iloczyn stężenia danego surfaktantu i objętości pożywki w zbiorniku) podczas trwania cyklu uprawowego. Przebieg degradacji surfaktantów w modułach M1, M2, M4 i M6 w czasie trwania uprawy przedstawiono na Rysunku 33.

Jak można zauważyć ładunek surfaktantów we wszystkich modułach uległ znacznemu zmniejszeniu, co sugeruje ich biodegradację. Największym początkowym spadkiem charakteryzował się moduł M1, zawierający największe stężenie SLES 1700 mg/dm³. Stężenia końcowe surfaktantów wynosiły: 2.42, 4.43, 4.46 oraz 5.05 mg/dm³ odpowiednio dla modułów M1, M2, M4 i M6.



Rysunek 33. Zmiany ładunku surfaktantów w modułach M1, M2, M4 i M6 w czasie cyklu uprawowego.

11.4 Dyskusja

11.4.1 Plon

Przeprowadzone badania sugerują, że wzrost sałaty jest podatny na obecność surfaktantów SMCT i SDBS w wysokich stężeniach - odpowiednio 1500 i 1000 mg/dm³. Natomiast obecność SLES w stężeniu 1700 mg/dm³ spowodowała zmniejszenie plonu o ponad 80% w porównaniu z referencją. W badaniach innych autorów wzrost sałaty został całkowicie zahamowany przy obecności anionowego surfaktantu LAS w stężeniu 687 mg/dm³ (Sawadogo i in., 2014). Potwierdzają to wyniki Bubenheim i in. (1997), gdzie zaburzenie wzrostu nastąpiło przy niższym stężeniu tego samego surfaktantu (250 mg/dm³), jak i dalsze badania (78% mniejsza masa części jadalnych w stosunku do referencji) przy stężeniu 140 mg/dm³ (Sawadogo i in., 2014). Inni badacze również uzyskali podobne zmniejszenie plonu w eksperymencie wykorzystującym dwa strumienie wody szarej: szarą wodę standardową (szarą wodę ze standardowych środków piorących: Fab front loader i HE top loader 2 ultra-concentrate sunshine fresh, Colgate-Palmolive) oraz wodę szarą z eko-surfaktantem (Aware Sensitive Skin, Planet Ark) (Reichman i Wightwick, 2013). W porównaniu z próbą kontrolną masa części jadalnych zmniejszyła się odpowiednio o 69% i 75%. Nie podano dokładnego rodzaju i stężenia surfaktantu, jednak pewne jest, że jego stężenie było

znacznie niższe niż 1700 mg/dm^3 , ponieważ objętość wody szarej produkowanej w warunkach ziemskich jest większa, a co za tym idzie niższe jest stężenia surfaktantów. Wydaje się zatem, że albo rośliny uprawiane aeroponicznie są bardziej odporne na działanie środków powierzchniowo czynnych, albo SLES jest ogólnie mniej toksyczny niż SDBS i SMCT.

Masy jadalne z modułu M2 (SLES, 70 mg/dm^3) i modułu M4 (SMCT, 80 mg/dm^3) były o około 23% mniejsze od masy jadalnej w module referencyjnym. Garland i in. (2000) otrzymali plon obniżony o 20–28% w stosunku do wzorca, przy niższych stężeniach SMCT (w zależności od konfiguracji dozowania stężenie surfaktantu w zakresie $3\text{--}14 \text{ mg/dm}^3$). Trincher i Baratella (2018) testowali dwa stężenia ($0.2 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$ i $1.0 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$) niejonowego surfaktantu (Methyl Oxirane Surfactant (MOS)) w uprawie sałaty w gruncie. Masy jadalne były odpowiednio o około 24% i 13% mniejsze od masy jadalnej w module referencyjnym. W odniesieniu do powyższych badań uwagę zwraca fakt, że wyższe stężenie dawało lepsze wyniki uprawy. Może to sugerować, że niektóre rodzaje surfaktantów w odpowiednich stężeniach mogą poprawić wyniki uprawy, co potwierdzają badania np. Chaichi i in. (2015). Autorzy po zastosowaniu niejonowego surfaktantu w uprawie glebowej kukurydzy (*Zea mays L.*) zaobserwowali zwiększony plon, czego rezultatem był większy zysk o blisko 20% w porównaniu z uprawą bez surfaktantów (Chaichi i in., 2015).

Plon modułu M6 (SDBS 80 mg/dm^3) był zbliżony do modułu referencyjnego (różnica 5%), co może świadczyć o mniejszej szkodliwości SDBS dla uprawy sałaty niż pozostałych badanych surfaktantów. Podobne spostrzeżenie poczynili Finley i in. (2009), którzy stwierdzili brak istotnych różnic pomiędzy uprawą w glebie nawadnianej wodą szarą a uprawą referencyjną. Nie podano tam danych dotyczących rodzaju i stężenia surfaktantów, autorzy podali jedynie, że woda szara zawierała detergenty przyjazne dla środowiska, biodegradowalne i niezawierające fosforanów.

Świeża masa części niejadalnych w modułach M2, M4 i M6 była większa niż w module referencyjnym o około 1.5–16%, przy czym brak jednoczesnego wzrostu masy jadalnej prowadził do obniżenia indeksu żniwnego. Nieznaczny wzrost części niejadalnych w przypadku SLES o stężeniu 70 mg/dm^3 był zgodny z obserwacjami Baratella i in. (2016), którzy zauważyli wzrost masy korzeni, a także spadek indeksu żniwnego w uprawie glebowej *Lactuca sativa var. capitata L.* narażonej na działanie anionowych środków powierzchniowo czynnych. Garland i in. (2000) nie stwierdzili wpływu surfaktantów anionowych na masę części niejadalnych.

Poza modulem M1 masy jadalne i niejadalne były porównywalne z tymi podawanymi w literaturze (np. Leibar-Porcel i in. (2020); Li i in. (2018)), a także większe niż te uzyskane podczas poprzedniego eksperymentu uprawy bezglebowej (patrz rozdział 10).

11.4.2 Skład pierwiastkowy części jadalne

Większość badań opartych na wykorzystaniu wody szarej do uprawy sałaty nie koncentrowała się na wpływie surfaktantów na skład sałaty. Jedynie w dwóch cytowanych powyżej eksperymentach (Reichman i Wightwick, 2013; Trincher i Baratella, 2018) uwzględniono porównanie składu części jadalnych sałaty uprawianej na wodzie szarej w stosunku do wody czystej jako kontroli. Analizując zawartość poszczególnych pierwiastków w częściach jadalnych i niejadalnych roślin (Tabele 23. i 25.) można zauważyć, że na asymilację azotu nie miała wpływu obecność żadnego badanego surfaktantu. Podobne wyniki uzyskali Trincher i Baratella (2018) oraz Reichman i Wightwick (2013). Moduły M2, M4 i M6 charakteryzowały się zbliżonym poziomem zawartości fosforu i potasu (odpowiednio 91–110% i 90–105% względem modułu referencyjnego). Duże różnice w zawartości P i K wystąpiły w sałatach poddanych działaniu 1700 mg/dm³ SLES w module M1 (odpowiednio 56% i 75% referencji). Reichman i Wightwick (2013) zauważyli podobny wpływ surfaktantów na poziom P (w zakresie 106–114% referencji) i niższą zawartość K (54–72% referencji) w porównaniu z niniejszymi wynikami.

Asymilacja wapnia była zwiększona w modułach M1 i M6 (odpowiednio 119% i 111% wartości referencyjnej). Niższą asymilację wykazano w modułach M2 i M4 (63% i 88% referencji). Było to zgodne z rezultatami Trincher i Baratella (2018) (84% i 97% odniesienia). Z kolei Reichman i Wightwick, (2013) wykryli 2–3 krotnie niższą zawartość Ca w uprawie opartej na szarej wodzie w porównaniu do próby kontrolnej.

Na zawartość magnezu w częściach jadalnych środki powierzchniowo czynne nie miały wpływu (moduły M1 i M2 ok. 96% odniesienia) lub spowodowały niewielkie zwiększenie zawartości (moduły M4 i M6, ok. 120%), co również stwierdzono w literaturze (Trinchera i Baratella, 2018). Reichman i Wightwick (2013) wykazali redukcję zawartości o około 70% w stosunku do referencji.

Zawartość sodu w częściach jadalnych sałat poddanych działaniu 1700 mg/dm³ SLES była 3-krotnie wyższa niż w pozostałych modułach. Warto zaznaczyć, że w niektórych badaniach wspomniano również, że sałaty uprawiane na wodzie szarej ulegały chlorozie ze względu na

wysoką zawartość Na (Wiel-Shafran i in., 2006). W niniejszych badaniach nie stwierdzono takich zmian, ale wzrost sałaty był mocno ograniczony. Najniższą zawartość sodu stwierdzono w module M2 - ok. 105% modułu kontrolnego. Podobne wyniki (około 90% kontroli) uzyskali Trincher i Baratella (2018). Reichman i Wightwick (2013) zaobserwowali znacznie wyższą zawartość, bo aż 7-krotną w porównaniu z referencją.

Zawartości pierwiastków w częściach jadalnych sałat ze wszystkich modułów mieszczą się w przedziałach podawanych przez innych autorów (np. Długosz-Grochowska i in. (2017), De Kreij i in. (1992), Fallovo i in. (2009), Kleiber i in. (2015), White i Brown (2010), Winsor i Adams (1987), Wojciechowska i in. (2019)).

Znacznie trudniej jest porównać zawartość pierwiastków w częściach niejadalnych, gdyż większość badań skupia się na analizie liści i łodyg, czyli elementach jadalnych. Poza modulem M6 zawartość azotu była większa niż ta spotykana w literaturze (np. 30.9 ± 2.0 gN/kg sm u Smoleń i in. (2016) lub 31.8 ± 0.5 gN/kg sm u Cao i in. (2018)). Podobny trend można zauważyć w przypadku fosforu, z tą różnicą, że w przypadku sałat z M1 zawartość ta była ponad 40% mniejsza niż spotykana w literaturze (10.9 ± 2.0 gP/kg sm u Smoleń i in. (2016)). Zawartość potasu w korzeniach sałat z M1 była zbliżona do zakresów podawanych przez Smoleń i in. (2016) i Lu i in. (2011) (odpowiednio 44.5 ± 3.0 i $36.7-39.1$ gK/kg sm) natomiast w pozostałych modułach zbliżona do zawartości podanej przez Cao i in. (2018) (71.5 ± 0.0 gK/kg sm). Zawartość wapnia w dostępnej literaturze podawana jest w szerokim zakresie od 15.8 do 53 ± 7.0 gCa/kg sm (Lu i in., 2011; Smoleń i in., 2016). Moduły M1 i M4 były poza dolną granicą tego zakresu. Natomiast zawartość w pozostałych modułach plasowała się mniej więcej w środku tego przedziału. Zawartość magnezu w częściach niejadalnych ze wszystkich modułów mieściła się w zakresie od 14.4 ± 0.5 do 22.3 ± 0.7 gMg/kg sm i są to wartości wyższe niż te podawane w literaturze, gdzie można znaleźć zakres $2.7-11.3$ gMg/kg sm (Cao i in., 2018, Lu i in., 2011; Smoleń i in., 2016). Zawartość sodu mieściła się w zakresie podawanym w literaturze naukowej ($4.1-13.4$ gNa/kg sm) (Cao i in., 2018, Lu i in., 2011; Smoleń i in., 2016).

Biorąc pod uwagę wpływ surfaktantów na rozkład pierwiastków do części jadalnych i niejadalnych warto mieć na uwadze, że będzie on wpływać na zamknięcie obiegu pierwiastków w przyszłych systemach kosmicznych. Tam, gdzie asymilacja do części niejadalnych w porównaniu z referencją jest zwiększona (N, P, K w M4, Ca w M2, M6 i Mg w M1) należałoby dołożyć

większych starań, aby odzyskać stracone pierwiastki z części niejadalnych poprzez np. zastosowanie systemu spalania.

11.4.3 Bilans wody

Stwierdzono niewielki wpływ surfaktantów na transfer wody do części jadalnych roślin. Zawartość wody w częściach jadalnych uprawianych na wodzie z surfaktantami była mniejsza o 1–4 punkty procentowe. Wyniki te były zgodne z wynikami uzyskanymi przez Trincher i Baratella (2018), którzy stwierdzili, że w kulturze glebowej ekspozycja na niejonowe środki powierzchniowo czynne (nieznane stężenie) prowadzi do obniżenia zawartości wody w liściach sałaty o 8.8% oraz zwiększenia powierzchni liści o 13.3% (parametr nie mierzony w niniejszej pracy). To zwiększenie powierzchni liści z kolei może prowadzić do wzmożonej transpiracji, co wydaje się zgodne z niniejszymi badaniami, w których transpiracja w modułach z surfaktantami była większa o 14–34% w stosunku do referencji.

11.4.4 Degradacja surfaktantów

Podczas trwania niniejszego eksperymentu zawartość surfaktantów spadła o ponad 97% w każdym z modułów. Podobne wyniki zostały uzyskane w innych badaniach dotyczących upraw bezglebowych (Garland i in., 2004; Levine i in., 2003; Xu i in., 2020).

U Garland i in. (2004) SLES dodawano w dwóch konfiguracjach:

- w trybie dynamicznym (1–3 g środka powierzchniowo czynnego na dobę i 1 m² powierzchni uprawy) w wyniku automatycznego dodania roztworu środka powierzchniowo czynnego o stężeniu 300 ppm tak, aby zaspokoić dzienne zapotrzebowanie rośliny na wodę,
- w trybie ciągłym (2 g środka powierzchniowo czynnego na dobę i 1 m² powierzchni uprawy) w wyniku powolnego dodawania (10 cm³/h) 2000 ppm roztworu SLES.

SLES wykazywał szybką degradację w obu eksperymentach, bez kumulacji w ciągu 24. godzin po zadawkowaniu. Konsorcja drobnoustrojów związane zarówno z korzeniami roślin, jak i mokrymi powierzchniami sprzętu, aktywnie degradowały surfaktanty (Garland i in., 2004). U Xu i in., 2020 hydroponiczny system zielonego dachu oczyszczał wodę szarą zawierającą SDBS 25 mg/dm³. W ciągu 8 dni udało się usunąć 88% ładunku surfaktantów. Levine i in. (2003) w swoim eksperymencie z SMCT potwierdzili, że ścieżka degradacji surfaktantów w systemie bezglebowym obejmuje początkową hydrolizę amidu z uwolnieniem kwasów tłuszczowych

i metylotauryny, a następnie degradację tych związków pośrednich. Biorąc pod uwagę skuteczność usuwania surfaktantów w niniejszym eksperymencie prawdopodobnym jest, że podobny mechanizm występuje w systemie aeroponicznym.

11.5 WNIOSKI I PODSUMOWANIE

W niniejszym eksperymencie badano wpływ anionowych środków powierzchniowo czynnych na uprawę sałaty w systemie aeroponicznym. Sałata uprawiana aeroponicznie na pożywkach z wysokimi stężeniami anionowych surfaktantów ($>1000 \text{ mg/dm}^3$) prowadziła do całkowitego niepowodzenia uprawy (SMCT, SDBS) lub do 5-krotnego zmniejszenia plonu (SLES). Ekspozycja na niskie stężenia środków powierzchniowo czynnych SLES i SMCT obniżyła plon jadalny o około 12–23%, natomiast ekspozycja na niskie stężenia SDBS wydawała się nieszkodliwa dla wzrostu sałaty. Sałata uprawiana na wodzie z anionowymi surfaktantami charakteryzowała się większą masą części niejadalnych i mniejszą masą części jadalnych. Skład pierwiastkowy części jadalnych i niejadalnych był bardziej zaburzony w module M1 (SLES 1700 mg/dm^3) niż w pozostałych modułach. Na asymilację N, P i K w bilansie części jadalnych i niejadalnych surfaktanty wpływały w sposób nieznaczny (90–110% referencji) lub umiarkowany (~70% referencji). Asymilacja Ca, Mg i Na w kilku przypadkach różniła się istotnie od referencyjnej (np. 35% lub 291%).

12. PRODUKCJA PŁYNNEGO NAWOZU W PROCESIE NITRYFIKACJI URYNY I WODY

SZAREJ

12.1 CEL I ZAKRES

Druga testowana konfiguracja produkcji płynnego nawozu to proces nitryfikacji mieszaniny uryny i wody szarej. Takie podejście do zarządzania strumieniami (zmieszania uryny i wody szarej) pozwala na obniżenie stężenia azotu i zasolenia w strumieniu surowym, co z kolei zmniejsza ryzyko wystąpienia inhibicji ze względu na wysokie stężenie FA, FNA czy zasolenia. Umożliwia ponadto zastosowanie sond N-NH₄ i N-NO₃ do pomiaru zmian stężenia tych związków, a także pomiaru szybkości nitryfikacji bez konieczności zastosowania testów kuwetowych. Wadą metody jest konieczność zwiększenia przepustowości reaktora, co sprawia, że system będzie zajmował więcej miejsca i będzie miał większą objętość.

Głównym celem eksperymentu było uzyskanie stabilnego procesu pełnej nitryfikacji mieszaniny sztucznej uryny i wody szarej w ilości odpowiadającej strumieniowi ścieków generowanemu przez jednego załoganta w ciągu doby. Celem eksploatacji reaktora było zastosowanie odpływu na cele uprawy bezglebowej. W doświadczeniu zastosowano 8% NaHCO₃ w celu korekty pH oraz jako źródło alkaliczności dla uzyskania pełnej nitryfikacji. W celu ograniczenia zużycia odczynników służących do przygotowania sztucznej mieszaniny uryny i wody szarej zdecydowano się na zastosowanie stałej ilości strumienia ścieków podczas całego eksperymentu.

Oprócz przeprowadzenia stabilnego rozruchu i eksploatacji pełnej nitryfikacji ważną kwestią było sprawdzenie wpływu surfaktantów na przebieg procesu (możliwy wpływ surfaktantów anionowych na osad czynny i proces nitryfikacji opisano w *rozdziale 5.3.5*). Cel ten został zrealizowany przez wykonanie testów respirometrycznych dla różnych stężeń surfaktantów anionowych. W badaniu aktywności oddechowej osadu dodatkowo zbadany został wpływ FA oraz FNA.

Jednym z elementów eksperymentu było głębsze wniknięcie w kwestię hydrolizy mocznika. W celu sprawdzenia czy proces hydrolizy mocznika jest ograniczany przez brak lub niewystarczającą ilość enzymu ureazy (ilość mikroorganizmów wytwarzających ten enzym) przeprowadzono dedykowany eksperyment. Polegał on na wykonaniu testów respirometrycznych,

mierzących aktywność oddechową osadu czynnego zawierającego mocznik bez i z dodatkiem ureazy (Urease lyophilized 5 U/mg, EC 3.5.1.5, 1.08489 Sigma-Aldrich).

Podobnie jak w eksperymencie 1 (rozdział 9), wykorzystany tradycyjny sposób separacji biomasy (sedymentacja) i napowietrzania (sprężonym powietrzem) może działać w warunkach niskiej grawitacji. Do zastosowania w warunkach mikrogravitacji konieczne byłoby użycie separacji membranowej i napowietrzania membranowego.

12.2 MATERIAŁY I METODY

12.2.1 Sztuczna uryna i woda szara

W celu zagwarantowania powtarzalności składu mieszaniny zdecydowano się na użycie sztucznych strumieni. Przepis na sztuczną urynę i jej stopień rozcieńczenia zostały przyjęte jak w poprzednim eksperymencie nityfikacji (podrozdział 9.2.1). Przepis na wodę szarą został zaczerpnięty z pracy Verostko i in. (2004). Zdecydowano się na przepis zawierający surfaktant SMCT, gdyż jest on dedykowany misjom kosmicznym (Anderson i in., 2018). Na podstawie wcześniejszych testów bezglebowych udało się wcześniej stwierdzić (rozdział 10), że uprawa bezglebowa przy stężeniach spodziewanych w odpływie z reaktora jest możliwa.

Obciążenie dobowe przyjęto na poziomie $16.38 \text{ dm}^3/\text{d}$, co stanowi strumień wytwarzany przez jedną osobę (na podstawie danych podanych przez Anderson i in. (2018)). Według tych autorów prawdopodobny strumień wody szarej produkowanej przez jedną osobę to $14.38 \text{ dm}^3/\text{d}$, natomiast strumień uryny i wody spłukującej to $2.0 \text{ dm}^3/\text{d}$. Ostateczny skład mieszaniny uryny, wody spłukującej i wody szarej przedstawiono w Tabeli 28.

Tabela 28. Skład mieszaniny uryny, wody spłukującej i wody szarej doprowadzanej do reaktora SBR.

Składnik		N	P	C	Mg	S	Ca	K	Na	Cl	Surfaktant anionowy SMCT
Stężenie	mg/dm ³	644	67	350	16.6	49	125	183.3	260.4	448.8	1760

Do rozpuszczenia wszystkich składników według przepisu Feng i Wu (2006) oraz Verostko i in. (2004) wykorzystano wodę technologiczną WOŚ. Mieszaninę uryny i wody szarej magazynowano w zbiorniku o pojemności maksymalnej 200 dm^3 , wyposażonym w mieszadło mechaniczne i czujnik poziomu cieczy. Średnie ChZT mieszaniny wynosiło $1602 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, a przewodnictwo 5.8 mS/cm . Wartość pH, podobnie jak w eksperymencie z uryną, zależała istotnie

od czasu przechowywania. Świeżo przygotowana mieszanina uryny i wody splukującej miała pH zbliżone do 7, natomiast po kilku dobach przechowywania pH wzrastało nawet do poziomu 9.0.

12.2.2 Instalacja badawcza

Proces nitryfikacji mieszaniny uryny i wody szarej prowadzony był w tej samej instalacji, która została opisana w podrozdziale 9.2.2 i przedstawiona schematycznie na Rysunku 14. Reaktor dodatkowo był wyposażony w sondy jonoselektywne N-NH₄ i N-NO₃ (Hach-Lange AN-ISE).

12.2.3 Parametry pracy reaktora SBR

W pierwszym dniu rozruchu SBR został zaszczepiony zagęszczonym osadem czynnym (40 dm³) pobranym z przepompowni osadu nadmiernego bloku biologicznego WOŚ w Janówku. Pobrany osad został zmieszany z wodą wodociągową w stosunku 1:1. Założono stały stopień obciążenia azotem podczas trwania całego eksperymentu, odpowiadający ilości dziennych ścieków generowanych przez jednego członka załogi (uryny i wody szarej). Drugim celem było obniżenie nastawy pH do poziomu 5.9 i zachowanie stabilnej eksploatacji reaktora. W przypadku akumulacji N-NH₄ lub N-NO₂ zwiększano nastawę pH.

Podczas eksperymentu SBR pracował w reżimie 5 cykli, każdy z jednym napełnieniem 3.3 dm³. Czas trwania cyklu: 4 h 48 min (4 h 4 min napowietrzania i mieszania (z czego 4 min napełnianie), 40 min sedymentacji, 4 min dekantacji). Obciążenie reaktora azotem wynosiło średnio 130 mgN/dm³·d. Sedymentacja i dekantacja prowadzone były automatycznie. Nie prowadzono odbioru osadu nadmiernego, więc stężenie osadu czynnego ustalało się samo, na poziomie wynikającym z ilości zawiesiny uciekającej z układu ze ściekami oczyszczonymi. Kontrola pH odbywała się automatycznie. Gdy pH spadało poniżej zadanej wartości, włączała się pompa dozująca 8% NaHCO₃. Parametry zadane SBR przedstawiono w Tabeli 29.

Tabela 29. Podstawowe parametry zadane reaktora.

Parametr	Zakres	Uwagi
Stężenie tlenu rozpuszczonego mgO ₂ /dm ³	Wartość zadana: 3.0	-
pH	7.0 – 5.9	Różne wartości zadane w zależności od fazy eksperymentu. Podczas normalnej pracy kontrola pH była precyzyjna z odchyleniami nie przekraczającymi 0.1.
Temperatura	30	Regulacja temperatury była precyzyjna z odchyleniami nie przekraczającymi 0.5°C.

12.2.4 Metody analityczne

W niniejszym eksperymencie wykorzystano metody analityczne takie jak podano w punkcie 9.2.4 (Tabela 13.). Dodatkowo, w ściekach surowych oraz oczyszczonych mierzono stężenie surfaktantów anionowych za pomocą testu LCK332 Hach-Lange (zakres 0.05–2.0 g/m³). Stężenia N-NH₄ oraz N-NO₃ były ponadto kontrolowane online za pomocą sond jonoselektywnych ANI-SE Hach-Lange. Sondy były kalibrowane dwa razy w tygodniu (jednopunktowo oraz dwupunktowo), aby minimalizować błąd pomiarowy. Do kalibracji sond stosowano testy kuwetowe N-NH₄, N-NO₃, Cl⁻, oraz K⁺ (LCK328Hach-Lange, zakres 8–50 g/m³).

12.2.5 Pomiar szybkości nityfikacji

Pomiar szybkości nityfikacji polegał na badaniu szybkości zmian stężeń N-NH₄ i N-NO₃ w fazie napowietrzania SBR, za pomocą sond jonoselektywnych (Hach-Lange, Niemcy). Przeprowadzono wybiórcze kontrole poprawności wyliczanej szybkości nityfikacji na podstawie sond, poprzez wykonanie kontroli z zastosowaniem testów kuwetowych (patrz punkt 9.2.5).

12.2.6 Pomiary respirometryczne

Wykorzystana metodyka testów respirometrycznych, w ramach badania wpływu FA, FNA oraz surfaktantów anionowych na przebieg nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej, była analogiczna do opisanej w punkcie 9.2.6.

Eksperymenty dotyczące wpływu FA prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 8.0 i dziewięciu stężeniach początkowych FA: 0.07, 1.83, 8.58, 23.02, 53.12, 90.39, 130.97, 220.49, 282.80 mgN/dm³.

Eksperymenty dotyczące wpływu FNA prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 6.0 i pięciu stężeniach początkowych FNA: 0.04, 0.07, 0.11, 0.21, 0.41 mgN/dm³.

Eksperymenty dotyczące wpływu surfaktantów anionowych prowadzono w temperaturze 30°C, przy pH 6.3 i czterech stężeniach początkowych SMCT: 63.3, 224, 825, 2760 mgSMCT/dm³.

12.2.7 Hydroliza mocznika

W celu sprawdzenia czy proces hydrolizy mocznika jest ograniczany przez brak lub niewystarczającą ilość enzymu ureazy (ilość mikroorganizmów wytwarzających ten enzym), przeprowadzono dedykowany eksperyment. Polegał on na respirometrycznym pomiarze aktywności

oddechowej mikroorganizmów w trybie cyklicznego pomiaru OUR. Parametry testu respirometrycznego to: temperatura 30°C, pH 6.3, stężenie tlenu rozpuszczonego 4–6 gO₂/m³. Po ustabilizowaniu pH utrzymywano je na tym poziomie, z wykorzystaniem roztworów NaHCO₃ i H₂SO₄. Kilka pierwszych cykli pomiaru OUR wykonywano przed dodaniem ureazy, a następnie dodawano odpowiednią ilość ureazy (Urease lyophilized 5 U/mg, EC 3.5.1.5, 1.08489 Sigma-Aldrich) do zbiornika respirometru i kontynuowano cykle pomiarowe OUR oraz pomiary zmian stężeń form azotu w roztworze. Obliczano stężenie mocznika jako różnicę między azotem ogólnym, a sumą azotu amonowego, azotynowego i azotu azotanowego. Pomiar wykonywano zgodnie z metodyką opisaną w podrozdziale 12.1.4.

12.3 REZULTATY

12.3.1 Przebieg eksperymentu

Eksperyment prowadzony był nieprzerwanie przez 140 dób. Objętość dawkowanej mieszaniny wynosiła 16.38 dm³/d, poza 4 dniami, w których zmniejszono ją do 6.6 dm³/d, a jednego dnia wyłączono całkowicie. Obciążenie azotem średnio wynosiło 130 mgN/dm³·d. Zmiany objętości dawkowanej mieszaniny, stężenia osadu oraz stężenia N-NO₃ w ściekach oczyszczonych przedstawiono na Rysunku 34. Rysunki 35.–38. przedstawiają kolejno stężenia N-NH₄ i N-NO₂ w ściekach oczyszczonych oraz zmiany zadanej nastawy pH w reaktorze, skuteczność usuwania surfaktantów anionowych SMCT w czasie eksperymentu, stosunek sumy form azotu do azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych i zmiany szybkości nityfikacji (objętościowej i masowej) podczas trwania eksperymentu.

Eksploatacja reaktora została zakłócona przez kilka drobnych awarii. Jedną z nich było rozregulowanie się pompy ścieków oczyszczonych. W konsekwencji, od pierwszego dnia rozruchu stale rósł poziom cieczy w reaktorze, zmniejszając tym samym stężenie osadu. Mimo licznych prób urządzenie naprawiono dopiero w 28. dobie eksperymentu. Tego samego dnia przeprowadzono dekantację zgromadzonych w SBR ścieków oczyszczonych. Znalazło to odzwierciedlenie w skokowym wzroście stężenia osadu czynnego (rysunek 34.). W kolejnych dniach stężenie osadu utrzymywało się na względnie stałym poziomie (z niewielkim wzrostem po 65. dobie) oscylując w granicach 5500–6400 mg sm/dm³.

Regulacja wartości zadanej pH uzależniona była od tendencji zmian szybkości nityfikacji oraz ewentualnej kumulacji azotu amonowego lub azotynów. Eksperyment rozpoczęto od nastawy

na poziomie 7.0. Po 20 dobach stopniowo obniżano nastawę o 0.2. Od momentu przekroczenia nastawy 6.6 szybkość nitrifikacji miała tendencję spadkową. Przy nastawie 6.4 tendencja ta nadal się utrzymywała. W 33. dobie wystąpiła niewielka akumulacja azotu amonowego. Zdecydowano o przywróceniu poprzedniej nastawy (6.6). Kolejne obniżenia nastawy pH nie miały znaczącego wpływu na przebieg zmian szybkości nitrifikacji. Kolejny widoczny spadek i niewielką kumulację N-NH₄ zaobserwowano po pierwszej zmianie nastawy z 6.1 na 5.9. Druga zmiana nastawy została przeprowadzona z zachowaniem dłuższego czasu na przystosowanie się układu i obejmowała dwukrotne obniżenie o 0.1. Najniższa zadana nastawa pH (5.9) utrzymana była przez ostatnie 30 dób eksperymentu.

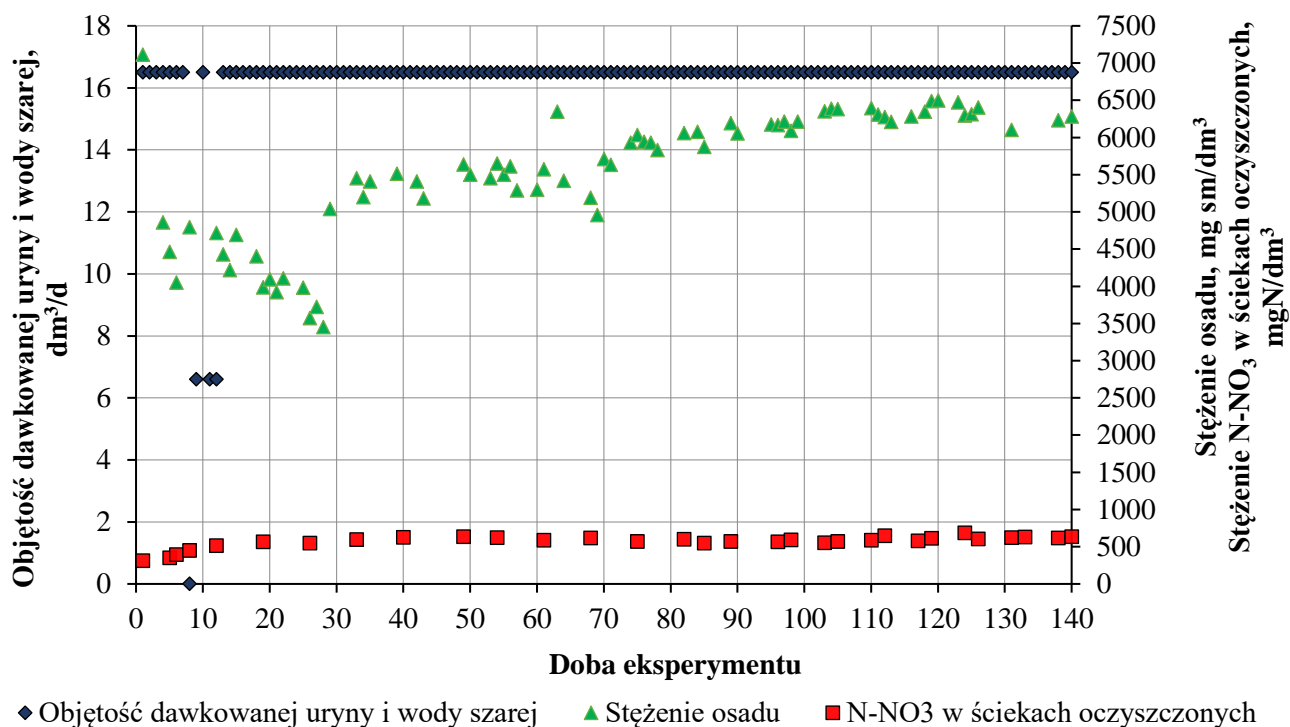
Skuteczność nitrifikacji (rozumiana jako stosunek sumy N-NO₃ i N-NO₂ w odpływie do azotu ogólnego w dopływie z reaktora) utrzymywała się na poziomie >95% podczas całego eksperymentu. Występujące różnice pomiędzy azotem ogólnym (Nog) a sumą mineralnych form azotu w odpływie z reaktora, wskazują na niepełną hydrolizę mocznika (podobnie jak w przypadku nitrifikacji samej uryny). Stężenie mocznika w odpływie wahało się w zakresie 0–136 mgN/dm³. Przebieg czasowy stosunku sumy azotu amonowego, azotynowego i azotanowego do azotu ogólnego w odpływie przedstawiono na Rysunku 37. Wyniki weryfikacji powodu występowania niekompletnej hydrolizy przedstawiono w podrozdziale 11.2.3.

Podczas całego eksperymentu wydajność usuwania ChZT utrzymywała się na średnim poziomie 96% (średnie ChZT w ściekach oczyszczonych wynosiło 55.5±24.7 mgO₂/dm³). Natomiast efektywność usuwania zawiesin utrzymywała się powyżej 98%, a średnie stężenie zawiesin w odpływie wynosiło 23.9±15.4 mg sm/dm³. Ta zawiesina stanowiła całkowitą ilość osadu nadmiernego opuszczającego układ, bo nie odprowadzano osadu nadmiernego osobnym strumieniem.

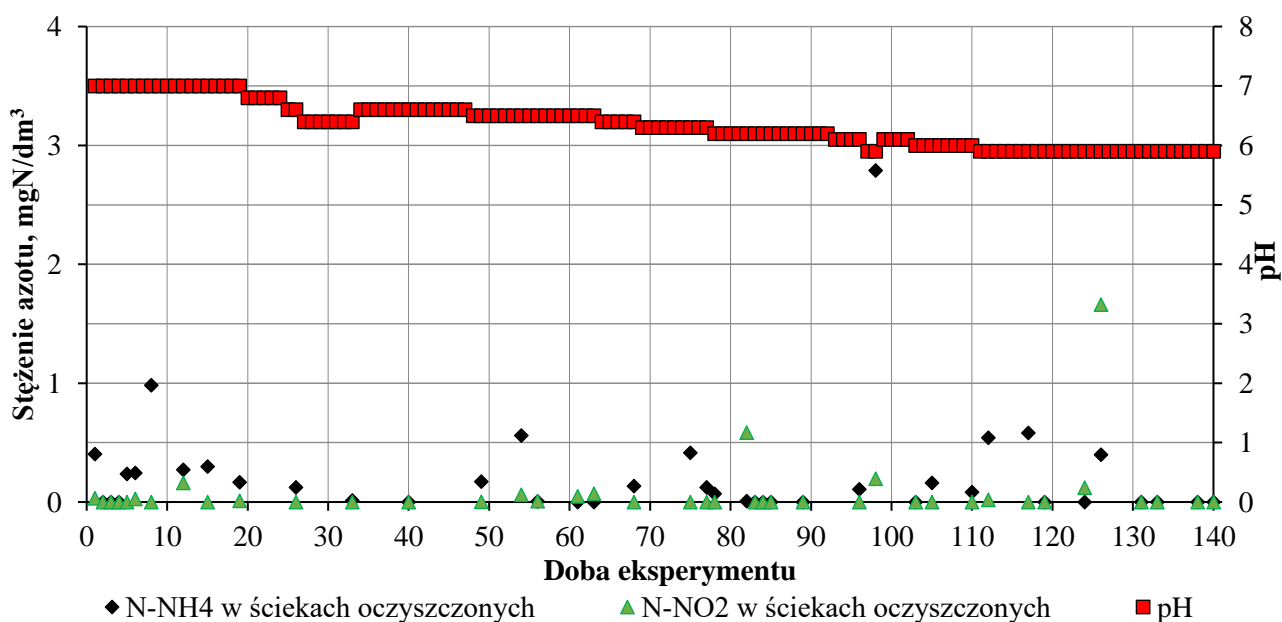
Skuteczność usuwania surfaktantów na początku trwania eksperymentu miała tendencję wzrostową, później utrzymując się w zakresie 88–96%. Przez 30 ostatnich dób oscylowała na poziomie 97–99%. Średnie dla całego eksperymentu stężenie surfaktantów anionowych w znitryfikowanym strumieniu wynosiło 93.58±45.77 mgSMCT/dm³ (mieszcząc się w przedziale 25.1–194 mgSMCT/dm³), natomiast średnia skuteczność usuwania wynosiła 93%.

Szybkość nitrifikacji była wyraźnie zależna od nastawy pH. Do 50. doby (przy nastawie pH 6.5) średnia szybkość objętościowa wynosiła 357.1±55.1 mgN/dm³·d. Do 98. doby (przy nastawie pH 6.1) średnia objętościowa była prawie dwa razy wyższa (670.7±155 mgN/dm³·d). Choć

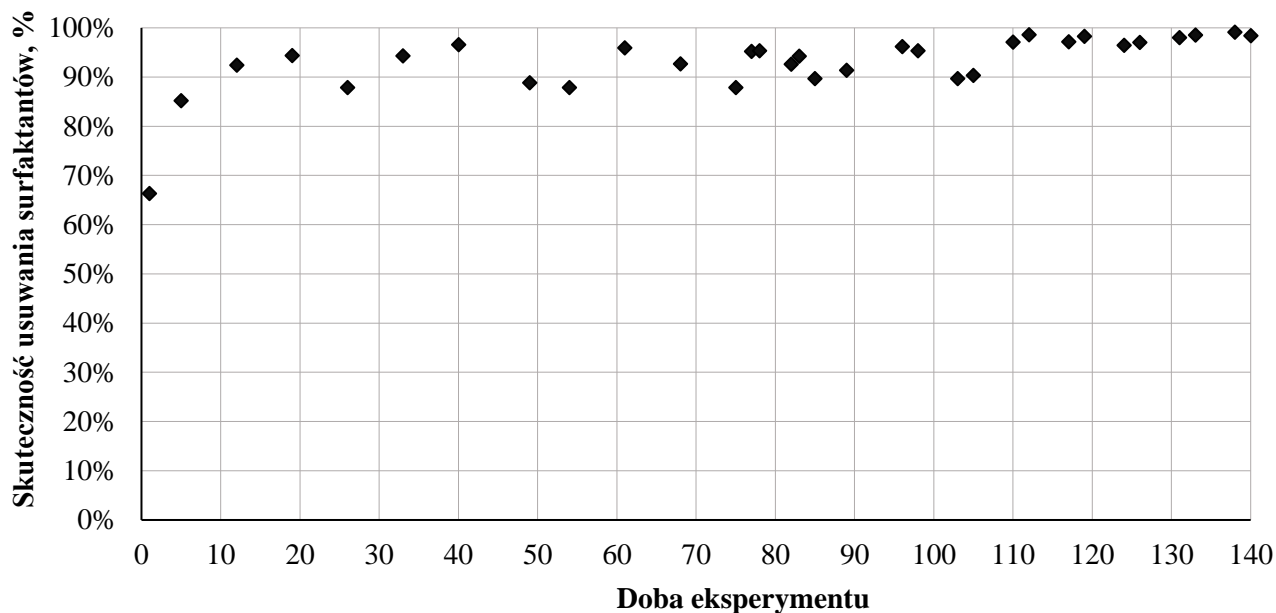
w odniesieniu do średnich szybkości masowych wzrost ten był mniej zauważalny (z 0.081 ± 0.024 na 0.116 ± 0.021 gN/g sm·d). Dalszy wzrost (o około 30%) średniej szybkości notowano do dnia 110. (przy nastawie 6.0) (881.6 ± 117.8 mgN/dm³·d lub 0.147 ± 0.018 gN/g sm·d). W końcowym etapie eksperymentu, od dnia 124. do końca eksperymentu, zaobserwowana średnia szybkość była na poziomie 1015.4 ± 16.4 mgN/dm³·d (0.163 ± 0.005 gN/g sm·d). Maksymalna wartość szybkości nityfikacji zanotowana podczas eksperymentu wynosiła 1284 mgN/dm³·d (0.208 gN/g sm·d).



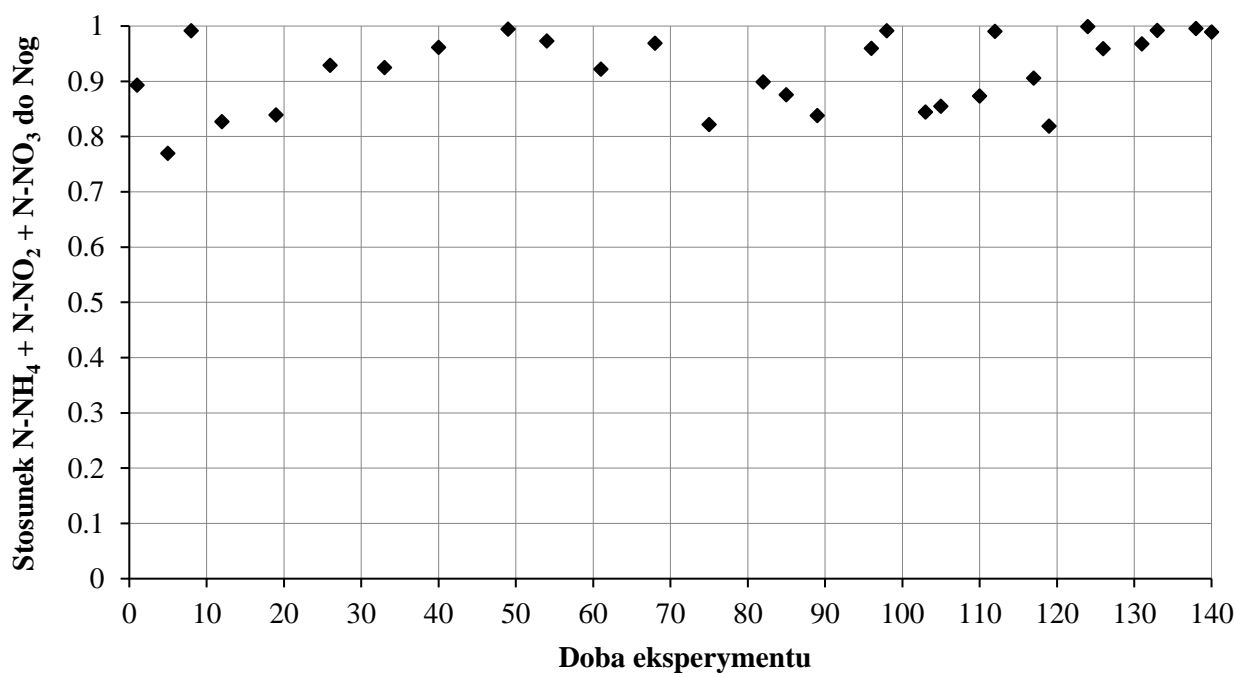
Rysunek 34. Objętość dawkowanej mieszaniny uryny i wody szarej, stężenie osadu w reaktorze i stężenie N-NO₃ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji.



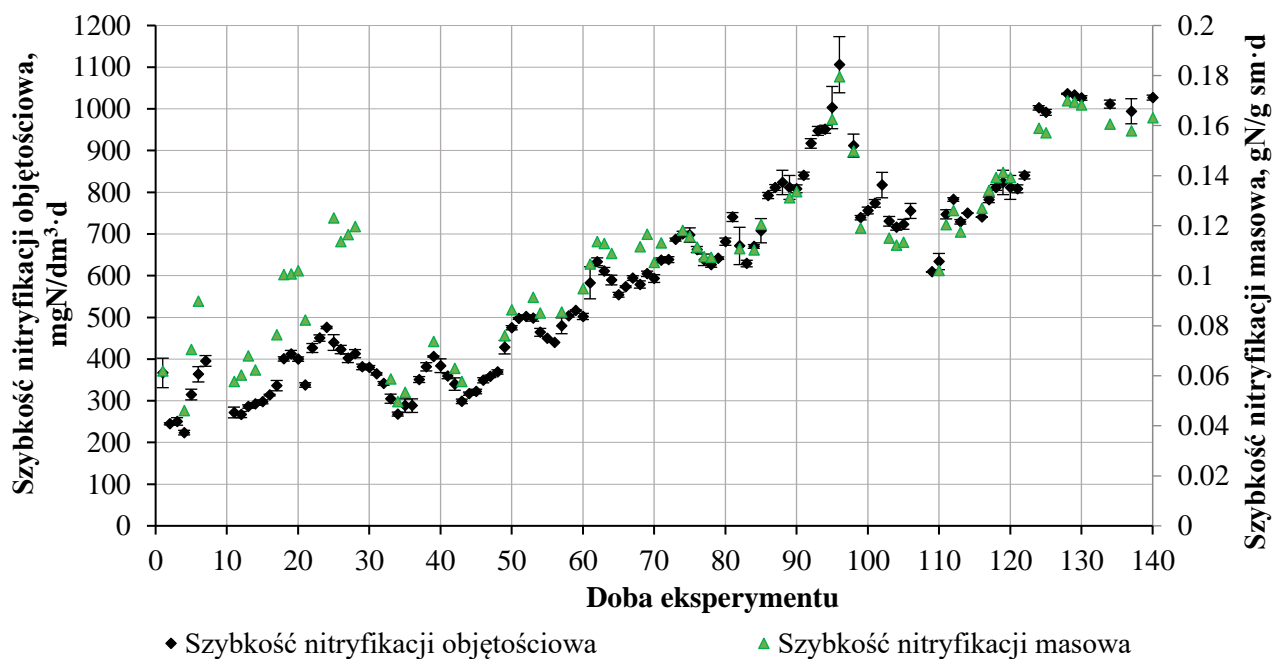
Rysunek 35. Stężenie N-NH₄, N-NO₂ w ściekach oczyszczonych, oraz nastawa pH w czasie eksperymentu.



Rysunek 36. Skuteczność usuwania surfaktantów w czasie eksperymentu nityfikacji.



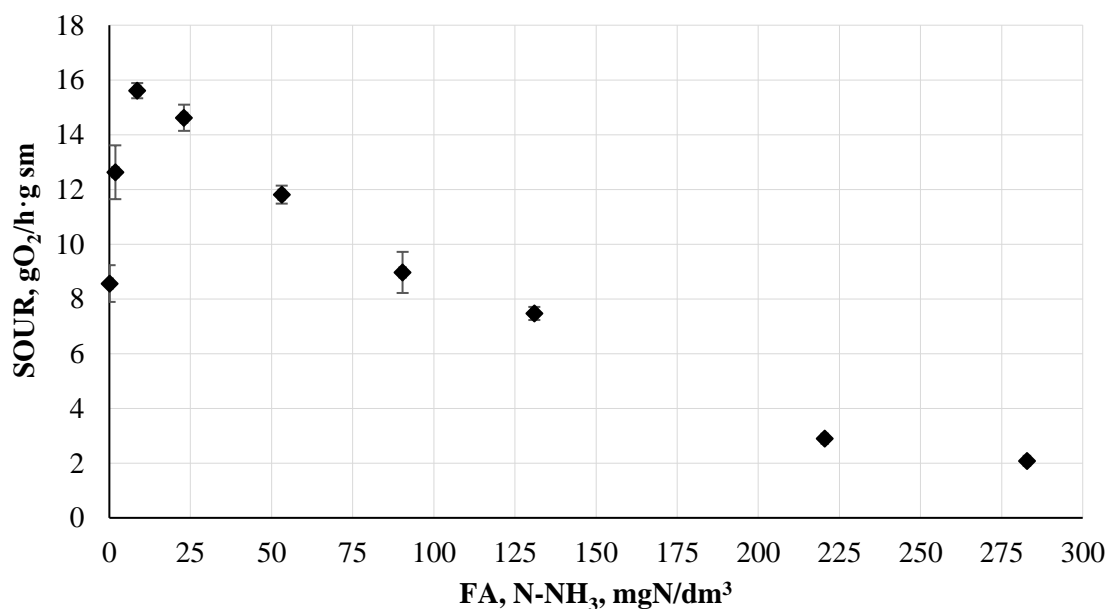
Rysunek 37. Stosunek sumy azotu amonowego, azotynowego i azotanowego do azotu ogólnego w czasie eksperymentu.



Rysunek 38. Szybkość nitrifikacji w czasie eksperymentu nitrifikacji mieszaniny uryny i wody szarej.

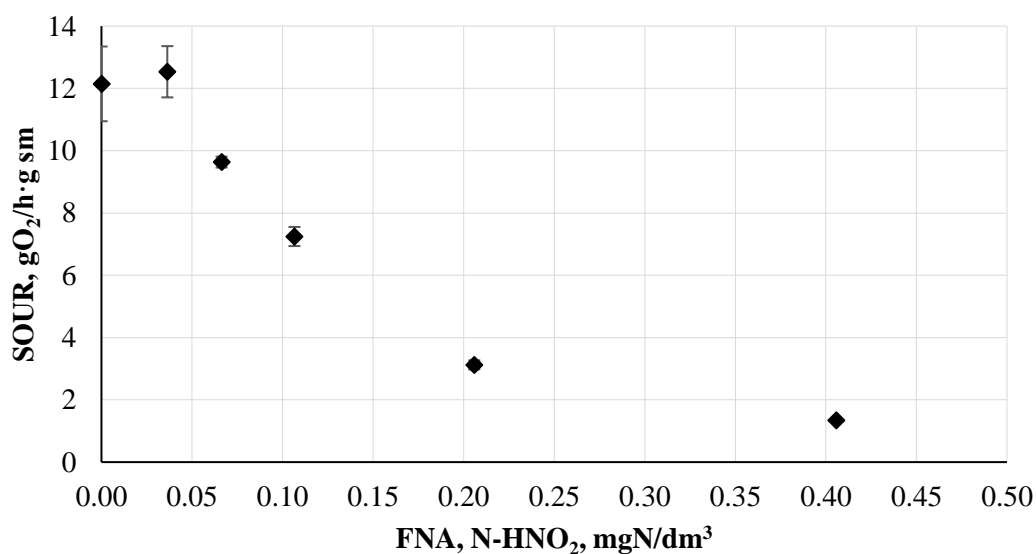
12.3.2 Pomiary respirometryczne

Wpływ FA na aktywność biomasy osadu czynnego zbadano poprzez pomiary respirometryczne, przy różnych stężeniach początkowych FA. Przebieg zmian średniej szybkości zużycia tlenu (SOUR) w zależności od stężenia FA przedstawiono na Rysunku 39.



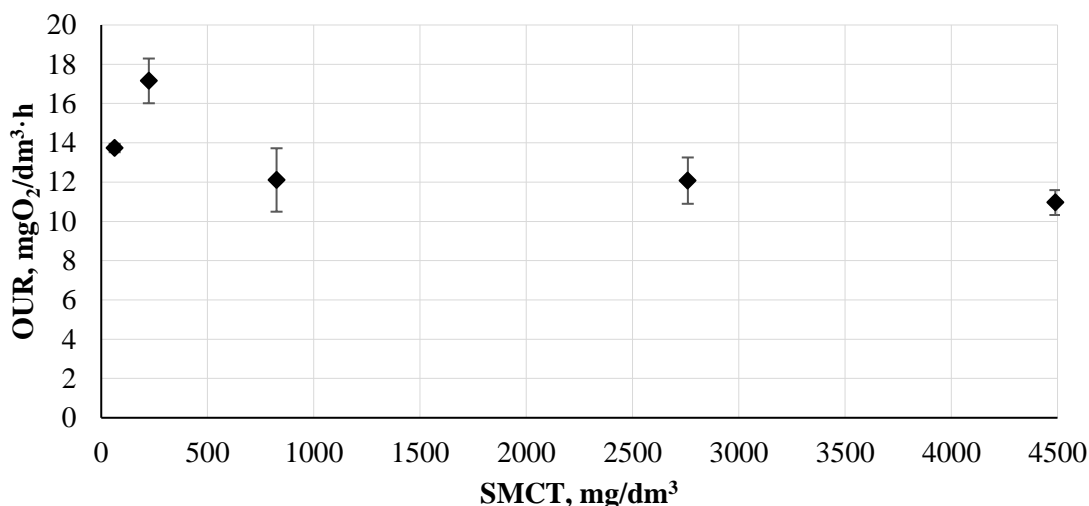
Rysunek 39. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FA.

Pomiary respirometryczne mające na celu zbadanie wpływu FNA na aktywność biomasy wykonano dla różnych wartości stężenia FNA. Wyniki badań przedstawiono na Rysunku 40.



Rysunek 40. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FNA.

Wpływ surfaktantów na aktywność oddechową osadu zbadano dla 4 różnych stężeń surfaktantu SMCT (63.3, 224, 825, 2760 mgSMCT/dm³). Zależność OUR stężenia początkowego surfaktantu przedstawiono na Rysunku 41.

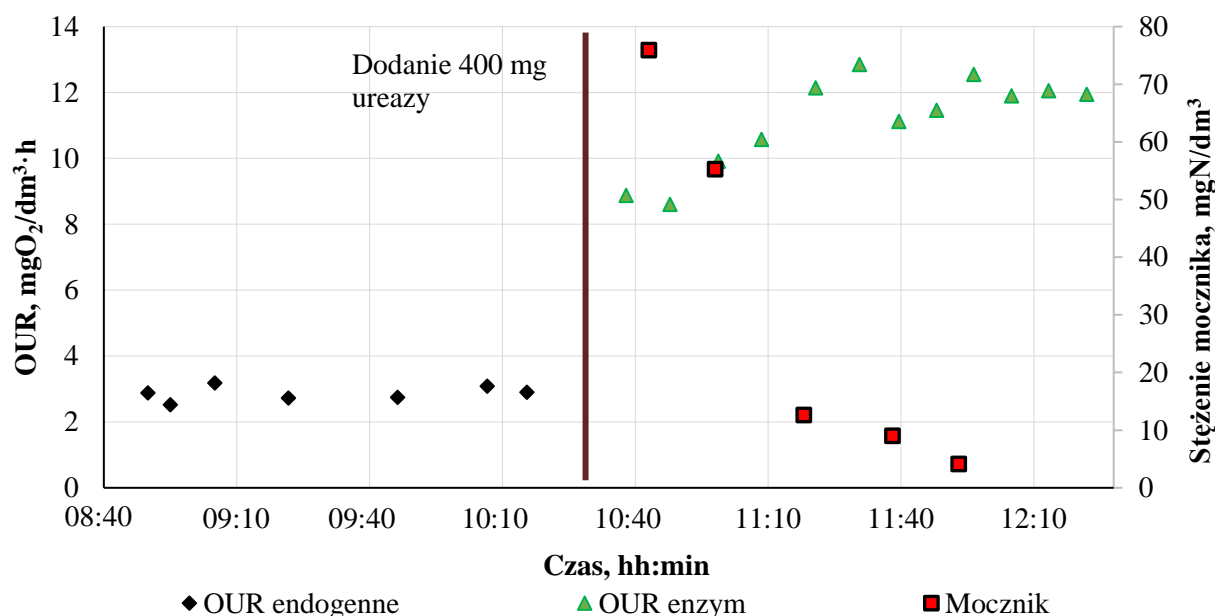


Rysunek 41. Zależność średniej wartości OUR od początkowego stężenia surfaktantu SMCT.

12.3.3 Hydroliza mocznika

Jak już wspomniano, hydroliza mocznika nie zawsze była kompletna. W celu weryfikacji, czy ograniczającym czynnikiem była niewystarczająca ilość enzymu ureazy, przeprowadzono respirometryczne pomiary aktywności oddechowej (jako OUR) osadu czynnego. Osad czynny wprowadzono do respiratora wprost z reaktora SBR w fazie tlenowej cyklu jego pracy). W pobranym osadzie czynnym stężenie mocznika wynosiło około 70 mgN/dm³. Najpierw przeprowadzono pomiary OUR bez dodatku ureazy, a następnie kontynuowano po dodaniu do respiratora 400 mg ureazy (Urease lyophilized 5 U/mg, EC 3.5.1.5, 1.08489 Sigma-Aldrich). Wyniki eksperymentu w postaci zmian aktywności oddechowej mikroorganizmów przed i po dodaniu ureazy przedstawiono na Rysunku 42. Średnia wartość OUR endogenego (bez dodania żadnego substratu) wynosiła 2.86±0.21 mgO₂/dm³·h, co sugeruje, że mikroorganizmy nie mogły wykorzystać dostępnego (w postaci mocznika) źródła azotu. Po dodaniu mg ureazy OUR wzrosła natychmiast ponad czterokrotnie, utrzymując się średnio na poziomie 11.82±0.59 mgO₂/dm³·h. Pomiar zmian stężenia mocznika wykazał szybkość jego hydrolizy na poziomie 1.02 mgN/min. Uzyskane wyniki wskazują jednoznacznie, że proces hydrolizy mocznika był ograniczany przez niewystarczającą ilość enzymu ureazy. Utrzymywanie się zwiększonej szybkości zużycia tlenu

nawet po wyczerpaniu mocznika, wskazuje, że nityfikacja powstającego azotu amonowego nie nadążała za zwiększoną szybkością hydrolizy mocznika.



Rysunek 42. Aktywność oddechowa mikroorganizmów w roztworze zawierającym mocznik przed i po dodaniu ureazy.

12.4 Dyskusja

12.4.1 Wydajność procesu

Przebieg rozruchu nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej był mniej awaryjny i przebiegał bardziej stabilnie niż rozruch nityfikacji uryny. Podczas eksploatacji nie wystąpiły żadne poważne epizody kumulacji azotu amonowego ani azotynowego (stężenia w ściekach oczyszczonych nigdy nie przekroczyły 3 mgN/dm^3). Szybkości nityfikacji w czasie eksperymentu były większe niż te, uzyskane w eksperymencie nityfikacji uryny. Wartości jednostkowej szybkości nityfikacji w końcowych, stabilnych fazach obu eksperymentów różniły się średnio o 50%, na korzyść układu z mieszaniną uryny i wody szarej ($0.163 \pm 0.005 \text{ gN/g sm} \cdot \text{d}$ w porównaniu do $0.101 \pm 0.007 \text{ gN/g sm} \cdot \text{d}$). Warto jednak zauważyć, że w przypadku nityfikacji samej uryny stosunek azotu do związków organicznych w dopływie do reaktora był znacznie wyższy niż w układzie zasilanym mieszaniną uryny i wody szarej. Wynika stąd, że udział nityfikatorów w jednostce masy osadu czynnego wyhodowanego w pierwszym układzie był znacznie większy niż taki udział w osadzie wyhodowanym w drugim układzie. Biorąc to pod uwagę, hipotetyczne przeliczenie zmierzonych szybkości nityfikacji na masę samych nityfikatorów (a nie masę całego

osadu) skorygowałyby przewagę układu drugiego do poziomu sporo ponad wskazane powyżej 50%. Wydaje się więc, że destabilizujący wpływ składników cieczy na nityfikanty w reaktorze SBR zasilanym uryną były znacząco większy niż ten w reaktorze zasilanym mieszaniną uryny i wody szarej.

Przeprowadzone testy respirometryczne dotyczące wpływu FA i FNA nie wykazały, aby osad czynny poddawany wpływowi surfaktantów anionowych był bardziej lub mniej podatny na wysokie stężenia obydwu związków (w porównaniu z osadem czynnym oczyszczającym samą uryną).

W przypadku prowadzenia procesu nityfikacji mieszaniny zawierającej wysokie stężenia surfaktantów anionowych obawiano się negatywnego wpływu na osad czynny. W eksperymencie prowadzonym przez Yuilan (2014) dodanie 30 mg/dm^3 SDBS spowodowało trwałe pogorszenie się właściwości osadu i spadek stężenia osadu w reaktorze. Ponadto pogorszyły się właściwości sedymentacyjne osadu, co spowodowało wzrost stężenia zawiesin w odpływie. Podobne wyniki uzyskali Liwarska-Bizukoje i Bizukoje (2006), u których spadek stężenia osadu był spowodowany obecnością różnych surfaktantów anionowych (SDS/SDBS) w stężeniach 250 mg/dm^3 na dopływie.

Podczas niniejszego eksperymentu nie stwierdzono pogorszenia sprawności usuwania zawiesin w procesie sedymentacji, co sugeruje, że zastosowany surfaktant w użytym stężeniu nie skutkuje negatywnymi zmianami morfologii kłaczków.

W innych badaniach po zastosowaniu surfaktantów anionowych w stężeniach znacznie mniejszych niż te stosowane w niniejszej pracy zauważono także pogorszenie efektów oczyszczania w procesach biologicznych. Na przykład Yuilan (2014) zauważył wpływ obecności SBDS o stężeniu 30 mg/dm^3 na dopływie na ubytek N-NH_4 i ChZT. Efekt ten był szczególnie widoczny w eksploatacji długoterminowej, gdzie zaobserwowano zmniejszenie ubytku N-NH_4 i ChZT o odpowiednio 82% i 34%. Podobne, chociaż nie tak drastyczne zmiany uzyskali inni autorzy, np. Wu i in. (2020). W ich eksperymencie średnie ubytki ChZT i N-NH_4 wynosiły odpowiednio około 82.3 i 91.6% przy ekspozycji na 10 mg/dm^3 LAS, a następnie spadały odpowiednio do 65.3% i 89.7%, gdy podniesiono stężenie LAS do 50 mg/dm^3 . Autorzy stwierdzili, że ekspozycja na LAS stale pogarszała usuwanie zanieczyszczeń w SBR, a negatywne skutki wzrastały wraz z rosnącą dawką surfaktantu anionowego.

W niniejszych badaniach nie zaobserwowano negatywnego wpływu surfaktantu na efekty oczyszczania w odniesieniu do któregośkolwiek z ważnych parametrów. Wydaje się, że istotną rolę

odgrywał typ surfaktantu, który określany jest mianem zielonego, bardzo łagodnego i łatwo biodegradowalnego. Potwierdzają to testy respirometryczne prowadzone dla różnych stężeń SMCT. Aktywność oddechowa uległa niewielkiemu zmniejszeniu wraz z rosnącym stężeniem surfaktantu. Największy spadek zaobserwowano między stężeniami 224, a 825 mgSMCT/dm³ (spadek o 29%). W zakresie 825–4490 mgSMCT/dm³ aktywność właściwie utrzymywała się na stałym poziomie (średnio 11.52±0.56 mgO₂/dm³·h).

Analizując doniesienia naukowe, spodziewano się znacznie drastyczniejszych zmian. U Othman i in. (2010) SDBS w stężeniach powyżej 30 mg/dm³ wykazał silne działanie hamujące, nawet do całkowitej inhibicji, w porównaniu z brakiem środka powierzchniowo czynnego. Podobnie u Dereszewska i in. (2015), gdzie proces oddychania został całkowicie zahamowany przy obciążeniach LAS powyżej 25 mg/(gsm). Dla porównania, w ramach niniejszych testów jednostkowe obciążenie SMCT wynosiło około 60 mg/g sm.

Sama efektywność usuwania surfaktantów początkowo miała tendencję rosnącą, później oscylowała w stałym przedziale, aby ostatecznie ustabilizować się w węższym zakresie powyżej 97%. Zaobserwowana tendencja jest zgodna z doniesieniami literaturowymi dotyczącymi usuwania surfaktantów anionowych w reaktorach nityfikacji, chociaż same badania dotyczyły innych surfaktantów niż SMCT. Pomimo niekorzystnego wpływu SDS na morfologię kłaczków przy stężeniu 250 mg/dm³ stopień usunięcia surfaktantu był wysoki i wyniósł 91% (Liwarska-Bizukoje i Bizukoje, 2005). U innych autorów usuwanie anionowych środków powierzchniowo czynnych wynosiło od 93.5% do 98.7% (SDS/SDBS, stężenia od 5.5 do 14 mg/dm³) (Othman i in. 2010). W innych badaniach zastosowano MBR do oczyszczania ścieków kosmetycznych i uzyskano skuteczność usuwania anionowych surfaktantów na poziomie blisko 100% (Karray i in. 2016). Wydajna degradacja anionowych środków powierzchniowo czynnych w procesach biologicznych wydaje się być jednak zależna od wielu czynników, np. rodzaju konsorcjów mikroorganizmów, warunków operacyjnych, a także stosowanego typu surfaktantu (Andrade i in., 2020; Wu i in., 2020). Badania prowadzone przez Mungray i Kumar (2009) pozwoliły na usunięcie jedynie 35% i 30% LAS przy stężeniach na dopływie odpowiednio 10 i 50 mg/dm³.

Analizując powyższe dane, surfaktant SMCT jest odpowiedni do zastosowania w misjach kosmicznych. Charakteryzuje się on znacznie lepszymi właściwościami hydrofilowymi, niż pozostałe omawiane surfaktanty, które raczej są hydrofobowe. W literaturze znajdują się informacje o szybkiej adsorpcji środka powierzchniowo czynnego na kłaczkach i ich biodegradacji (Campbell

i Wang, 2020). McAvoy i in. (1998) wykazali, że sorpcja i biodegradacja to ważne zjawiska decydujące o usuwaniu związków hydrofobowych w procesie oczyszczania biologicznego. Prawdopodobnie to właśnie wyjątkowa hydrofilowość ułatwia biodegradowanie SMCT przez mikroorganizmy osadu czynnego oraz ogranicza (lub nawet całkowicie niweluje) negatywny wpływ związków powierzchniowo czynnych na morfologię i właściwości kłaczków, aktywność oddechową i efekty usuwania związków biogenych. Teza ta wymaga jednak potwierdzenia w kolejnych, odpowiednio zaplanowanych badaniach.

12.4.2 Hydroliza mocznika

Już w poprzednim eksperymencie produkcji płynnego nawozu zauważono, że stosowany zaszczerp prawdopodobnie nie zawiera dużej ilości mikroorganizmów ureazo-dodatnich, a sam proces hydrolizy mocznika zachodzi przede wszystkim na drodze niekatalizowanej ureazą. Podobnie w niniejszym eksperymencie, w odpływie z reaktora SBR mocznik był obecny. Teza ta została potwierdzona w wyniku przeprowadzonego eksperymentu respirometrycznego. Analizując wyniki zmian aktywności oddechowej osadu czynnego przed i po dodaniu enzymu można stwierdzić, że w konsorcjum osadu czynnego było za mało bakterii ureazo pozytywnych. Po dodaniu enzymu aktywność oddechowa zwiększyła się ponad czterokrotnie. Inni badacze również wysnuwali takie wnioski (Chen, 2009; Christeansen i in., 2019; Ilgrande i in., 2019a, Jiang i in., 2011).

W odniesieniu do systemów kosmicznych, stwarza to konieczność wyselekcjonowania szczepów bakterii, które będą ureazo dodatnie, tak, aby hydroliza mogła zajść w pełni. Innym rozwiązaniem byłoby przetrzymywanie surowej uryny w zbiorniku buforowym przez dłuższy czas, dając tym samym możliwość do zajścia hydrolizy mocznika mimo braku ureazy. Konieczność ciągłej, nieprzerwanej produkcji nawozu znacznie ogranicza możliwość zastosowania takiej strategii. Odpowiednim podejściem może okazać się uprawa roślin, z których można pozyskać ureazę np. fasoli szablastej *Canavalia Ensiformis* (jack bean) (Blakeley i Zerner, 1984). Tym bardziej, że możliwa jest jej uprawa w metodzie bezglebowej, więc przynajmniej teoretycznie pozyskiwanie ureazy mogłoby się odbywać w sposób cyrkularny (Andrade i in., 2005).

Oczekiwane jest ostateczne rozstrzygnięcie co do ilości i rodzaju mikroorganizmów wchodzących w skład konsorcjum osadu czynnego, po wykonaniu testów genetycznych, na bazie zgromadzonych próbek osadu czynnego z reaktora SBR, które były pobierane raz w tygodniu w czasie eksperymentu. Testy te nie zostały dotychczas wykonane. Pozwoliłoby to odpowiedzieć

w jaki sposób zmieniało się konsorcjum bakteryjne osadu czynnego w czasie eksperymentu i w jakim stopniu było to konsorcjum ureolityczne.

12.5 WNIOSKI I PODSUMOWANIE

Rozruch i eksploatacja procesu nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej były bardziej stabilne w porównaniu z nityfikacją samej uryny. Zmieszanie uryny z wodą szarą pozwoliło na podniesienie szybkości nityfikacji o ponad 50% w porównaniu z nityfikacją samej uryny. Obciążenia azotem (choć niższe niż w przypadku poprzedniego eksperymentu) odpowiadały ilości azotu produkowanego w ciągu jednego dnia przez jednego załoganta w odniesieniu do uryny i wody szarej. Zakładany surfaktant do przyszłych misji kosmicznych SMCT był dobrze biodegradowalny w reaktorze (średnio 93% usunięcia), a sama jego obecność w dopływie o średnim stężeniu 1760 mg/dm^3 nie powodowała negatywnych skutków dla całego układu. Efekty nityfikacji, spadek ChZT i separacja osadu czynnego były zadowalające podczas całego eksperymentu. Nawóz był produkowany w sposób ciągły. Wymagane jest jednak jego dodatkowe rozcieńczenie, aby osiągnąć stężenie azotu azotanowego wymagane w bezglebowej uprawie sałaty. Kluczowym problemem, zarówno podczas nityfikacji uryny, jak i mieszaniny uryny i wody szarej, pozostaje kwestia obecności ureazy katalizującej hydrolizę mocznika. Bez niej reakcja jest wolna, co skutkuje obecnością mocznika w odpływie z reaktora. Znalezienie rozwiązania tego problemu (np. dobór odpowiedniego zaszczepu, dawkowanie ureazy zewnętrznej) wymaga dalszych prac badawczych.

W przyszłych badaniach należałoby również sprawdzić wpływ obecności surfaktantu na układ napowietrzania reaktora. Ostatnie doniesienia literaturowe sugerują, że obecność surfaktantów może pozytywnie (wbrew ustalonym dotychczas stanowi wiedzy) wpłynąć na OTE (Oxygen Transfer Efficiency) w reaktorze osadu czynnego (Campbell i Wang, 2020), co byłoby kolejnym argumentem za zastosowaniem strategii pozyskiwania płynnego nawozu, na bazie mieszaniny uryny i wody szarej.

13. BEZGLEBOWA UPRAWA SAŁATY NA PŁYNNYM NAWOZIE BAZUJĄCYM NA ZNITRYFIKOWANEJ MIESZANINIE URYNY I WODY SZAREJ

13.1 CEL I ZAKRES

W poprzednich eksperymentach z uprawą bezglebową wykazano wpływ surfaktantów i niedoborów pierwiastków na fizjologię roślin. Zatem pożywki przygotowane na bazie znitryfikowanej uryny i wody szarej mogą być czynnikami stresującymi dla wzrostu roślin. Dodatkowo, podobnie jak w poprzednim eksperymencie (rozdział 10), wysokie stężenie Na^+ i Cl^- może powodować stres solny.

Reakcja roślin na środowisko stresowe objawia się zmianami w poziomie reaktywnych form tlenu (*ang.* reactive oxygen species - ROS) oraz zmianami w aktywności układu antyoksydacyjnego (Van Breusegem i in., 2008). ROS z jednej strony pełnią funkcję pożyteczną (uczestniczą w transdukcji sygnałów i w odpowiedzi na czynnik stresowy np. w postaci ataku patogenu), z drugiej jednak są niepożądane i mogą uszkadzać składniki komórek, a nawet prowadzić do całkowitej śmierci (Ahmad i in., 2008). Najważniejszymi grupami cząstek, uszkodzonymi przez ROS są białka, DNA i lipidy. Uszkodzenia membran mogą być spowodowane wysokim poziomem H_2O_2 , który może przyspieszać reakcję Habera-Weissa. Prowadzi to do powstawania rodnika hydroksylowego (OH^\cdot) i tym samym inicjuje proces uszkodzania lipidów zwany peroksydacją lipidów. Podatne na to zjawisko są reszty wielonienasyconych kwasów tłuszczowych, które stanowią około 80% kwasów tłuszczowych występujących w tkankach roślinnych (Triantaphylides i Havaux, 2009). Poziom peroksydacji lipidów można określić jako poziom substancji reagującej z kwasem tiobarbiturowym (TBA), czyli zawartość produktów peroksydacji lipidów (TBARS).

Detoksykacja H_2O_2 wewnątrz rośliny jest kontrolowana przez kilka enzymów antyoksydacyjnych, wśród których istotną rolę pełnią katalaza (CAT) i peroksydaza askorbinianowa (APX) (You i Chan, 2015). Obydwa rozkładają H_2O_2 . Pierwszy z nich bez udziału dodatkowego reduktora, natomiast drugi z wykorzystaniem askorbinianu (Asc), który jest związkiem występującym w roślinach w dużym stężeniu (Foyer i Noctor, 2003).

W innych badaniach anionowy surfaktant SDS obniżał zawartość chlorofilu a i b, zawartość białek rozpuszczalnych oraz aktywował dymustazę ponadtlenkową (SOD), katalazę (CAT) i peroksydazę (POD) w roślinie wodnej *Ceratophyllum demersum* (Liu i Wu, 2018). W badaniach hydroponicznych *Hydrocharis dubia* wykazano, że LAS miał toksyczny wpływ na wzrost roślin

w stężeniu 0.5–20 mg/dm³, ponadto wystąpił stres oksydacyjny, wzrosła aktywność SOD i POD (Chai i in., 2020).

Wiadomo, że niedobory minerałów również wpływają na aktywność enzymów antyoksydacyjnych. Na przykład Fe jest kofaktorem wielu enzymów antyoksydacyjnych. Poziom H₂O₂ w tkankach roślinnych zależy od aktywności enzymów zawierających hem (CAT, APX) i może być traktowany jako osłabienie zdolności do rozkładu H₂O₂ w warunkach ograniczenia pokarmowego. Wzrost peroksydacji lipidów w warunkach głodu Fe zaobserwowano u słonecznika (Ranieri i in. 2003), brzoskwini (Molassiotis i in., 2006) oraz grochu (Jelali i in., 2013). ROS akumulują się również w odpowiedzi na deprywację potasu (Kim i in., 2010). K⁺ jest najobficiej występującym kationem komórkowym i odgrywa ważną rolę we wzroście i rozwoju roślin oraz homeostazie komórek roślinnych poprzez udział w regulacji osmotycznej i katalizie enzymów (Shin i in., 2005). Niedobór potasu prowadzi do zahamowania wzrostu roślin poprzez brak osmotycznej regulacji i zahamowanie syntezy białek (Shin i in., 2005).

Jak widać pomiar parametrów określających występowanie odpowiedzi stresowej w roślinach (H₂O₂, CAT, APX, TARBS) może pozwolić ustalić, czy w roślinach będzie występować odpowiedź stresowa i z czego będzie wynikać (obecność surfaktantów czy niedobór pierwiastków). Dodatkowo, w celu lepszej analizy otrzymanych danych, wprowadzono kolejny moduł oparty na pożywce fizjologicznej, aby porównać odpowiedzi układu między uprawą komercyjną, a fizjologiczną. Otrzymane wyniki porównano z uprawą referencyjną, prowadzoną w komercyjnej pożywce powszechnie stosowanej na szeroką skalę w uprawie bezglebowej sałaty (dane ilościowe: masa świeża, masa sucha części jadalnych i niejadalnych; dane jakościowe: skład pierwiastkowy, zawartość pigmentów i parametrów stresowych w częściach jadalnych).

Ważnym elementem badania był również pomiar zmian zawartości zasadowości w pożywce podczas trwania eksperymentu. Jest to istotny parametr ze względu na zarządzanie zużytą pożywką oraz produkcję nawozu w procesie nityfikacji, do którego potrzebna jest zasadowość. Podczas asymilacji azotanów w roślinach produkowany jest jon OH⁻ (najczęściej w formie HCO₃⁻), który może być wydalany przez korzenie do podłoża lub zostaje wewnątrz rośliny, wchodząc w reakcję z niezjonizowanymi kwasami organicznymi (np. kwasem jabłkowym) (Andrews i in., 2004; Raven, 1988). Ilość wydalonego przez strefę korzeni OH⁻ w dużym stopniu zależy między innymi od rodzaju rośliny, wielkości strefy korzeniowej i regulatorów rozwoju rośliny (5–90%) (Boschiero i in., 2019; Raven i Smith, 1976). W systemach kosmicznych zużyta pożywka będzie musiała

zostać ponownie oczyszczona, w celu odzyskania pozostałych pierwiastków i wody. Jedną z możliwości jest zwracanie jej do reaktora nityfikacyjnego. W tym celu zbadane zostały zmiany zawartości zasadowości w każdym z modułów hydroponicznych podczas trwania eksperymentów.

Podsumowując, celem eksperymentów było zbadanie wpływu znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej oraz znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej uzupełnionej brakującymi pierwiastkami (P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo) na plon sałaty, jej parametry jakościowe (skład pierwiastkowy, zawartość barwników fotosyntetycznych, białka) oraz odpowiedź stresową (rozumianą jako zawartość H₂O₂, CAT, APX i TBARs).

13.2 MATERIAŁY I METODY

13.2.1 Zastosowane rośliny

Podobnie, jak w etapach 2 i 3, również w tym eksperymencie do uprawy wykorzystano sałatę (uzasadnienie takie same jak w punkcie 10.2.1).

13.2.2 Zastosowane pożywki

Układ doświadczalny składał się z czterech oddzielnych modułów do uprawy bezglebowej. Do dwóch modułów dostarczono nawóz na bazie znitryfikowanej uryny i wody szarej. Trzeci moduł zawierał pożywkę fizjologiczną – roztwór Hoaglanda. Ostatni moduł był modułem referencyjnym, zasilanym nawozem używanym do komercyjnej produkcji bezglebowej sałaty. Przepisy stworzenia poszczególnych pożywek przedstawiono w Tabeli 30.

Tabela 30. Receptury pożywek dla wszystkich modułów badawczych.

Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M3 Roztwór Hoaglanda	Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne
15 dm ³ nierozcieńczonej, znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej	13.3 dm ³ nierozcieńczonej, znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej	20.6 g KNO ₃ (13.9% N, 38.7% K), 33.5 g Ca(NO ₃) ₂ (15.5% N, 18.5% Ca, 5.4 g KH ₂ PO ₄ (22.8% P, 28.7% K), 4.8 g MgSO ₄ (20.2% Mg, 26.6% S), 0.735 g C ₆ H ₅ O ₇ Fe, 0.0544 g MnSO ₄ , 0.0126 g H ₃ BO ₃ , 0.00575 g CuSO ₄ , 48.1 μg ZnSO ₄ , 0.00042 g Na ₂ MoO ₄	36 g saletra wapniowa (15.5% N, 18.5% Ca)
	8 g saletra wapniowa (15.5% N, 18.5% Ca)		40 g Green Superba Yara (8.2% N, 11.5% P ₂ O ₅ , 36.1% K ₂ O, 2.8% MgO, 5.7% SO ₃ , 0.23% Fe, 0.14% Mn, 0.04% B, 0.01% Cu, 0.03% Zn, 0.003% Mo).
	4 g KH ₂ PO ₄ (22.8% P, 28.7% K)		
	12 g K ₂ SO ₄ (44.8% K, 17% S)		
	8 g MgSO ₄ (20.2% Mg, 26.6% S)		
	Mikroelementy Pioneer Mikro Plus: 0.014 g B, 0.006 g Cu, 0.072 g Fe, 0.028 g Mn, 0.0024 g Mo, 0.00035 g Zn.		
Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³	Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³	Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³	Woda destylowana uzupełniająca do objętości 40 dm ³

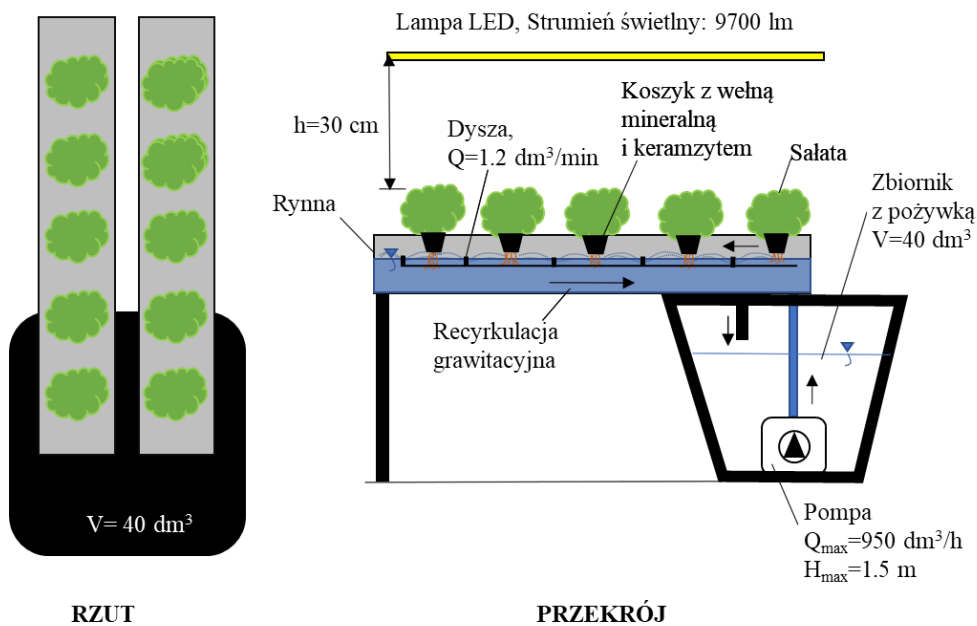
Moduł M1 (znitryfikowana uryna i woda szara) zasilany był ponad 2-krotnie rozcieńczoną, znitryfikowaną mieszaniną uryny i wody szarej (skład tej mieszaniny podano w Tabeli 31.). Roztwór ten był bazą również dla Modułu M2 (wzbogacona nityfikowana uryna i woda szara) z tym, że rozcieńczenie było większe (3 krotne), tak aby po dodaniu brakujących makro i mikro składników zawartość azotu nie różniła się znacząco między modułami. Moduł M3 (Roztwór Hoaglanda) był pożywką fizjologiczną stosowaną w innych badaniach naukowych (np. Touliatos i in. (2016)), natomiast moduł M4-Ref (Referencja nawozy komercyjne) pożywką kontrolną używaną w komercyjnej bezglebowej uprawie sałaty - podobnie jak w *rozdziale 10*. Różnica polegała na zastosowaniu innego nawozu komercyjnego opartego na N-NO₃. Ostateczny skład wszystkich pożywek oraz skład znitryfikowanej uryny przedstawiono w Tabeli 31.

Tabela 31. Ostateczny skład pożywek dla wszystkich modułów oraz skład znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej zastosowanej w eksperymencie (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy, N=1).

Parametr	Jednostka	Odptyw z reaktora	Moduł M1	Moduł M2	Moduł M3	Moduł M4-Ref
pH	-	6.5 \pm 0.15	7.21 \pm 0.15	6.2 \pm 0.15	5.61 \pm 0.15	5.71 \pm 0.15
EC	mS/cm	7.98 \pm 0.05	2.96 \pm 0.05	3.22 \pm 0.05	2.02 \pm 0.05	2.15 \pm 0.05
N-NO₃	mg/dm ³	566.0 \pm 5	210.0 \pm 5	223.0 \pm 5	214.0 \pm 5	219.5 \pm 5
P_{tot}	mg/dm ³	61.0 \pm 0.5	23.0 \pm 0.5	43.0 \pm 0.5	30.7 \pm 0.5	50.2 \pm 0.5
K_{tot}	mg/dm ³	220.0 \pm 2.5	82.0 \pm 2.5	265.0 \pm 2.5	238.0 \pm 2.5	299.7 \pm 2.5
Ca₂⁺	mg/dm ³	93.8 \pm 1.5	35.0 \pm 1.5	80.0 \pm 1.5	204.4 \pm 1.5	219.8 \pm 1.5
Mg₂⁺	mg/dm ³	21.4 \pm 0.2	8.0 \pm 0.2	48.0 \pm 0.2	24.0 \pm 0.2	16.9 \pm 0.2
Na⁺	mg/dm ³	1490.0 \pm 0.5	554.0 \pm 0.5	497.0 \pm 0.5	0.002 \pm 0.5	0.0 \pm 0.5
Cl⁻	mg/dm ³	616.0 \pm 1.5	229.0 \pm 1.5	205.0 \pm 1.5	0.0 \pm 1.5	0.0 \pm 1.5
S-SO₄²⁻	mg/dm ³	497.0 \pm 5	185.0 \pm 5	221.0 \pm 5	32.1 \pm 5	22.8 \pm 5
Fe	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.07 \pm 0.05	1.80 \pm 0.02	4.19 \pm 0.02	2.30 \pm 0.02
Mn	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.07 \pm 0.05	0.77 \pm 0.05	0.50 \pm 0.05	1.40 \pm 0.05
Cu	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.07 \pm 0.05	0.22 \pm 0.05	0.10 \pm 0.05	0.10 \pm 0.05
Zn	mg/dm ³	0.20 \pm 0.05	0.07 \pm 0.05	0.08 \pm 0.05	0.10 \pm 0.05	0.30 \pm 0.05
B	mg/dm ³	0.21 \pm 0.05	0.08 \pm 0.05	0.42 \pm 0.05	0.50 \pm 0.05	0.40 \pm 0.05
Mo	mg/dm ³	śladowe	śladowe	0.06 \pm 0.05	0.05 \pm 0.05	0.40 \pm 0.05
Surfaktant anionowy SMCT	mg/dm ³	85 \pm 5	31 \pm 5	26.3 \pm 5	0	0

13.2.3 Instalacja badawcza

Doświadczenie przeprowadzono w czterech laboratoryjnych modułach bezglebowych, analogicznych do tych przedstawionych w rozdziale 10 (moduły hydroponiczne). Ilość uprawianych roślin, zarządzanie pożywką, metoda wysiewu, długość naświetlania itd. również były analogiczne, jak te w eksperymencie opisanym w rozdziale 10. Z powodu braku możliwości wykorzystania wysokoprężnej lampy sodowej HPS jak w rozdziale 10, zastosowano lampy LED jak w rozdziale 11. Schemat pojedynczego modułu przedstawiono na Rysunku 43.



Rysunek 43. Schemat pojedynczego modułu hydroponicznego z lampami LED.

Zdjęcie uprawy przedstawiono na Rysunku 44. Po 30 dniach wzrostu sałatę zebrano i poddano pomiarom ilościowym, jakościowym oraz stresowym.



Rysunek 44. Zdjęcie uprawy bezglebowej uprawy sałaty na rozcieńczonej, znitryfikowanej mieszance uryny i wody szarej (od lewej M1, M2, M3 i M4-Ref).

13.2.4 Metody analityczne

Skład odpływu z reaktora oraz skład pożywek mierzono przy zastosowaniu metodyki przedstawionej w 12.2.4 oraz w 10.2.4. Parametry powietrza (temperatura i wilgotność) i pożywek (temperatura, pH, EC) sprawdzano analogicznie jak w punkcie 10.2.4. Zawartość pierwiastków w roślinach mierzono zgodnie z metodyką przedstawioną w punkcie 10.2.4. Świeżą i suchą masę sałat określano analogicznie jak w punkcie 11.2.5.

Względną zawartość wody (RWC) oznaczono według metody Barrs i Weatherley (1962). Wybrano w pełni wyrosnięte liście roślin. Sześć krążków z każdej próby pobierano za pomocą korkociągu i ważono w celu określenia świeżej masy (FW), następnie krążki umieszczano w płytkach Petriego z wodą destylowaną i przechowywano w ciemności przez 24 godziny. Po tym czasie krążki ponownie ważono, aby uzyskać masę nasyconą (TW), a następnie suszono w piecu zgodnie z metodyką jak w punkcie 11.2.5 w celu określenia suchej masy (DW).

RWC, która wyraża zawartość wody w procentach w danym czasie w odniesieniu do zawartości wody w pełnym turgorze, została oszacowana przy użyciu równania:

$$RWC = \frac{(FW-DW)}{(TW-DW)} \cdot 100\% \quad [12]$$

Poziom białek rozpuszczalnych mierzono zgodnie ze standardowym protokołem Bradford (1976), stosując jako wzorzec surowiczą albuminę bydlęcą (BSA).

Całkowitą zawartość nadtlenu wodoru (H₂O₂) oznaczono ilościowo według metody Velikova i in. (2000) z modyfikacjami (Kabała i in., 2019). Ilość H₂O₂ oznaczono ilościowo na podstawie krzywej wzorcowej i przedstawiono w μmol/g FM.

Spośród kilku enzymów antyoksydacyjnych zmierzono aktywność enzymów metabolizujących H₂O₂: katalazy (CAT, EC 1.11.1.6) i peroksydazy askorbinianowej (APX, EC 1.11.1.11). Przygotowanie tkanki liściowej do oznaczeń przeprowadzono zgodnie z procedurą Chen i Asada (1989). Uzyskany supernatant wykorzystywano do oznaczeń CAT i APX. Aktywność CAT badano wg Aebi (1984). Jedna jednostka katalazy była definiowana jako ilość enzymu, która rozkłada 1 μmol H₂O₂ na minutę. Aktywność APX oznaczano zgodnie z protokołem Chen i Asada (1989). Jedna jednostka APX była definiowana jako ilość enzymu, która utlenia 1 μmol kwasu askorbinowego na minutę.

Poziom peroksydacji lipidów oznaczono jako stężenie substancji reagującej z kwasem tiobarbiturowym (TBARs) według metody Sairam i in. (2002) z pewnymi modyfikacjami. Metoda ta oparta jest na reakcji z kwasem tiobarbiturowym (TBA) w kwaśnym pH w temperaturze 90–100°C. Otrzymane TBARs wskazują na poziom peroksydacji lipidów. Ilość TBARs wyrażono jako $\mu\text{mol/g FM}$.

Poziom istotności pomiarów sprawdzano testem dla dwóch średnich z rozkładu normalnego dla $\alpha=0.05$.

Wszystkie oznaczenia i analizy wykonywano we współpracy ze specjalistycznymi laboratoriami Uniwersytetu Wrocławskiego oraz Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

13.3 REZULTATY

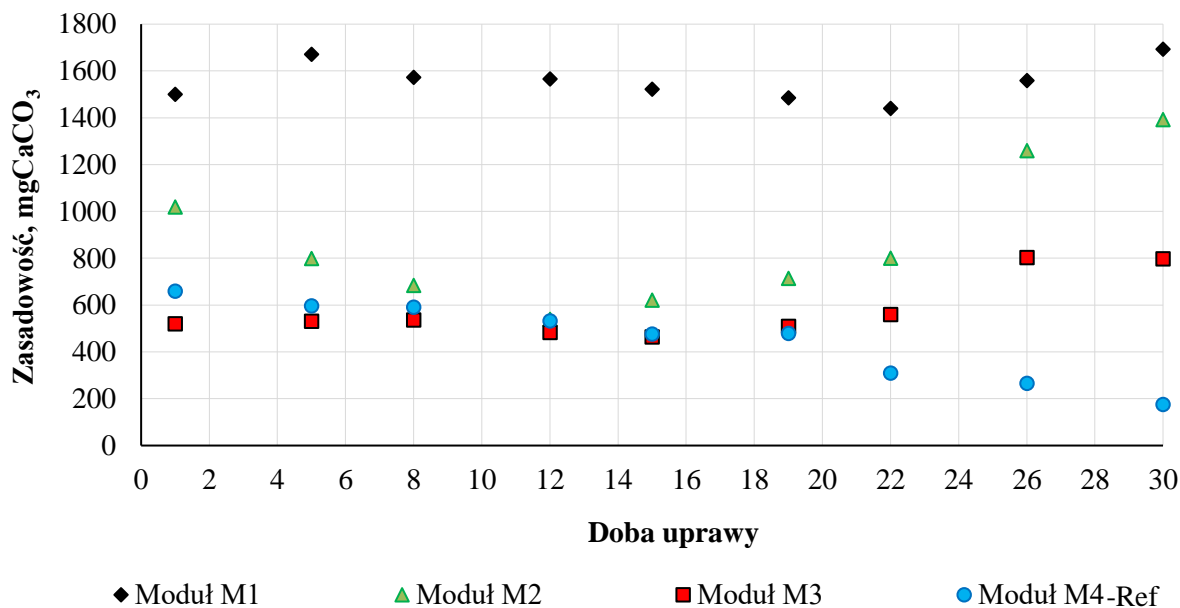
13.3.1 Parametry uprawowe

Podobnie jak w poprzednich dwóch eksperymentach, instalacja nie miała możliwości kontroli i regulacji parametrów powietrza. Zauważono wahania zarówno temperatury, jak i wilgotności. Temperatura powietrza wynosiła średnio $22.5\pm 0.7^\circ\text{C}$, a wilgotność powietrza średnio $61.0\pm 5.1\%$. W porównaniu do poprzednich eksperymentów parametry te, a w szczególności wilgotność, były wyższe (o około 4% w przypadku temperatury, 52% w przypadku wilgotności). Miało to odzwierciedlenie m.in. w temperaturze pożywek w każdym z modułów, która była również zdecydowanie wyższa w porównaniu z poprzednimi eksperymentami. Temperatury pożywek wynosiły średnio $24.07\pm 0.72^\circ\text{C}$, $24.16\pm 0.74^\circ\text{C}$, $24.00\pm 0.68^\circ\text{C}$ oraz $24.04\pm 0.67^\circ\text{C}$ odpowiednio dla M1, M2, M3 i M4-Ref. Podobnie jak w poprzednich eksperymentach, nie prowadzono aktywnej kontroli pH i EC, zarówno podczas preparowania pożywek, jak i podczas eksperymentu. Odczyn pH w modułach M1 i M3 od początku uprawy wykazywał tendencję rosnącą. W modułach M2 i M4-Ref wartość pH początkowo nieco malała, aby od 15. doby wzrastać aż do końca uprawy. Moduł M1 charakteryzował się najwyższym początkowym pH. Zakresy pH dla M1, M2, M3 oraz M4-Ref wynosiły odpowiednio 7.21–7.58, 5.83–6.83, 5.61–6.63 i 5.05–5.77.

Podczas cyklu wzrostu sałaty przewodność EC w każdym z modułów wzrosła około 1.2-krotnie. EC w uprawach z surfaktantami było wyższe 1.5 razy niż w uprawie referencyjnej, co jest zgodne z wynikami uzyskanymi we wcześniejszych eksperymentach. Średnie EC wynosiło

odpowiednio 3.26 ± 0.22 mS/cm, 3.58 ± 0.27 mS/cm, 2.26 ± 0.17 mS/cm oraz 2.37 ± 0.16 mS/cm dla modułów M1, M2, M3 oraz M4-Ref.

W tym eksperymencie mierzono dodatkowo zmiany ładunku zasadowości w pożywkach. Jest to istotny parametr ze względu na zarządzanie zużytą pożywką oraz produkcję nawozu w procesie nityfikacji, do którego potrzebna jest zasadowość. Zmiany ładunku zasadowości w pożywkach z poszczególnych modułów przedstawiono na Rysunku 45.



Rysunek 45. Zmiany ładunku zasadowości dostępnej w każdym z modułów.

Analizując zmiany ładunku zasadowości w każdym z modułów podczas trwania eksperymentu, widać fluktuacje. W M1 ładunek maleje do dnia 22, po czym wykazuje wyraźną tendencję rosnącą. Moduły M2 i M3 charakteryzowały się podobnym schematem, lecz zmiana nastąpiła wcześniej, już od dnia 12 i 15. Warto zauważyć, że M2 miał większy wzrost niż M3 (odpowiednio wzrost 2.61 krotny i 1.69 krotny). Ładunek zasadowości w module M4-Ref wykazywał tendencję malejącą właściwie przez cały okres trwania eksperymentu.

13.3.2 Plon

Uprawa zakończyła się po 30 dobach wzrostu w modułach hydroponicznych. W porównaniu z poprzednimi eksperymentami był to krótszy czas (o 5 dób dla eksperymentu z uryną (rozdział 10) i o 12 dób dla eksperymentu z różnymi surfaktantami anionowymi (rozdział 11)), co wpłynęło na zmniejszenie plonu i było widoczne gołym okiem, patrząc na rozmiar główek sałat. Skrócenie

wzrostu podyktowane było czynnikami logistycznymi i koniecznością zapewnienia odpowiedniej ilości czasu na wykonanie wszystkich analiz laboratoryjnych przed okresem wakacyjnym.

Salaty z modułu M1 były zauważalnie mniejsze w porównaniu z pozostałymi modułami. Porównując pozostałe moduły między sobą nie zauważono istotnych różnic. Poszczególne parametry badania ilościowego zebranego plonu, wyrażone jako świeża masa i sucha masa części jadalnych, świeża masa części niejadalnych oraz indeks żniwny (stosunek masy części jadalnych do masy całkowitej) przedstawiono w Tabeli 32.

Tabela 32. Plon salaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.

Moduł	Liście FM	Liście SM	Łodyga FM	Łodyga SM	Korzenie FM	Korzenie SM	Indeks żniwny
	g/roślina	% fm	g/roślina	% fm	g/roślina	% fm	%
Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej (N=10)	25.69 \pm 6.47	4.68 \pm 0.12	4.18 \pm 1.05	8.72 \pm 0.21	9.68 \pm 2.57	2.85 \pm 0.03	75 \pm 4
Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej (N=10)	34.65 \pm 11.72	4.83 \pm 0.06	5.64 \pm 1.91	8.93 \pm 0.04	11.45 \pm 3.17	2.81 \pm 0.06	77 \pm 3
Moduł M3 Roztwór Hoaglanda (N=10)	36.08 \pm 5.01	4.96 \pm 0.02	5.87 \pm 0.82	8.95 \pm 0.04	11.49 \pm 1.28	2.82 \pm 0.03	78 \pm 2
Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne (N=10)	33.7 \pm 8.22	4.83 \pm 0.04	5.49 \pm 1.34	8.86 \pm 0.06	9.06 \pm 2.35	2.59 \pm 0.03	81 \pm 1

Salaty uprawiane w tym eksperymencie, niezależnie od modułu, charakteryzowały się mniejszą masą liści, mniejszą masą łodyg oraz większą masą systemu korzeniowego w porównaniu z poprzednimi eksperymentami bezglebowymi. W konsekwencji indeks żniwny był znacznie niższy niż te otrzymane w poprzednich badaniach. Najlepiej pod względem masy plonu prezentowała się pożywka fizjologiczna, czyli moduł M3. Jednak mniejsza masa części niejadalnych w module referencyjnym M4-Ref spowodowała, że indeks żniwny był największy właśnie w kontroli, mimo mniejszej średniej masy jadalnej.

W porównaniu z modulem referencyjnym, moduł M1 charakteryzował się istotnymi statystycznie różnicami (u poza obszarem krytycznym), a parametry były niższe od tych uzyskanych w referencji o 2–24% w zależności od parametru. Jedyne parametry, który były większe w M1, niż te w module kontrolnym, to świeża i sucha masa korzeni (większa o 7–10%). Pozostałe trzy moduły nie charakteryzowały się istotnymi statystycznie różnicami w porównaniu z modulem kontrolnym, poza suchą masą korzeni i indeksem żniwnym. Co więcej, sama średnia świeża masa pozyskana z modułu M2, opartym na wzbogaconej mieszance znitryfikowanej uryny i wody szarej, charakteryzowała się subtelnie większym plonem, niż ta uzyskana w M4-Ref.

13.3.3 Skład pierwiastkowy

Stan odżywienia roślin wyrażony zawartością makro i mikro składników w tkankach roślinnych, a także względnej zawartości wody przedstawiono w Tabeli 33.

Tabela 33. Skład pierwiastkowy liści sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona±błąd pomiarowy lub odchylenie standardowe). sm–sucha masa, FM–świeża masa, RWC– Względną zawartość wody.

Parametr	Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej	Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej	Moduł M3 Roztwór Hoaglanda	Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne
	g/kg sm			
N	24.1±0.3	31.2±0.3	34.5±0.3	33.4±0.3
P	3.8±0.03	4.6±0.03	4.3±0.03	4.5±0.03
K	51.1±0.25	65.2±0.25	72.3±0.25	74.4±0.25
Ca	7.5±0.05	7.4±0.05	8.6±0.05	9.4±0.05
Mg	2.2±0.02	2.6±0.02	3.0±0.02	3.2±0.02
Na	36.55±0.02	32.40±0.02	0.93±0.02	0.82±0.02
Cl	9.86±0.02	8.25±0.02	1.25±0.02	1.15±0.02
S	2.8±0.02	4.4±0.02	3.2±0.02	3.2±0.02
	mg/kg sm			
Fe	121±2.5	142±2.5	138±2.5	165±2.5
Mn	114.5±2.0	126.8±2.0	135.6±2.0	141.2±2.0
Zn	62.5±2.5	76.5±2.5	81.6±2.5	90.4±2.5
Cu	8.9±0.25	10.2±0.25	12.6±0.25	12±0.25
B	36.4±1.5	44.3±1.5	48.6±1.5	51.8±1.5
	%			
RWC	87.41±2.44	86.3±1.48	87.55±1.59	89.6±2.83

Sałata uprawiana w M1 charakteryzowała się niższą zawartością N, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, Zn, B (w zakresie 16–31%), a wyższą Na i Cl (referencja 2–12% tego co w module M1) w porównaniu do modułu referencyjnego M4. Skład sałaty z modułu M2 był zbliżony do referencji, chociaż nadal zawartości niektórych pierwiastków były niższe niż w M4 w zakresie 10–21%. Natomiast zawartość Na i Cl była wyższa od zawartości w module kontrolnym, ale niższa niż w M1. Warto zauważyć, że średni liść w M2 miał istotnie większą zawartość siarki o 57.1, 37.5 i 37.5% odpowiednio w modułach 1, 3 i 4. Było to jednak skorelowane z początkowym stężeniem tego pierwiastka w pożywce. RWC było zbliżone we wszystkich modułach, a więc pożywka nie wpłynęła na zdolność roślin do pobierania wody.

13.3.4 Pigmenty fotosyntetyczne

Zawartość pigmentów fotosyntetycznych dla każdego z modułów przedstawiono w Tabeli 34. Sałata rosnąca w module M1 wykazywała ubytek barwników fotosyntetycznych. Stwierdzono, że zawartość chlorofilu a, b i karotenoidów w liściach sałaty uprawianej na niewzbogaconej znitryfikowanej mieszance uryny i wody szarej była o około 50% niższa niż w roślinach referencyjnych modułu M4. W roślinach rosnących w module M2, wzbogaconym niektórymi makro- i mikroelementami, ilości chlorofilu a, b i karotenoidów były istotnie wyższe niż w roślinach z M1 i zbliżone do stwierdzonych w roślinach rosnących na pożywce fizjologicznej w M3. W obu przypadkach były one nadal nieco niższe od ilości pigmentów w liściach sałaty wzorcowej.

Tabela 34. Pigmenty fotosyntetyczne zmierzone w świeżej masie liści w każdym z modułów (wartość zmierzona \pm SD). fm – świeża masa, liczba powtórzeń: 7.

Parametr	Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej	Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanka uryny i wody szarej	Moduł M3 Roztwór Hoaglanda	Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne
	mg/g fm			
Chlorofil A	32.85 \pm 1.25	55.13 \pm 1.12	56.10 \pm 1.83	63.10 \pm 0.82
Chlorofil B	8.17 \pm 0.37	14.30 \pm 0.35	14.96 \pm 0.55	17.39 \pm 0.66
Karotenoidy	7.76 \pm 0.35	10.50 \pm 0.22	12.02 \pm 0.37	12.32 \pm 0.28

13.3.5 Białka

Zawartość białka w liściach sałat z każdego z modułów przedstawiono w Tabeli 35. Najniższą zawartość białka zauważono w liściach roślin rosnących w module M1. Była ona o około

20% niższa w porównaniu do najwyższego poziomu oznaczonego w sałatach z modułu M4-Ref oraz roślin rosnących na roztworze Hoaglanda w module M3. Poziom białka w roślinach rosnących w M2 był wyższy niż w sałacie z modułu M1, ale nadal o około 10 % niższy niż w module kontrolnym M4-Ref.

Tabela 35. Zawartość białka w liściach sałat z każdego z modułów (wartość zmierzona \pm SD). fm–świeża masa, liczba powtórzeń: 7.

Parametr	Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M3 Roztwór Hoaglanda	Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne
	mg/g fm			
Białko	3.90 \pm 0.16	4.43 \pm 0.15	4.91 \pm 0.20	4.87 \pm 0.17

13.3.6 Parametry stresowe (poziom H₂O₂, aktywność CAT i APX oraz zawartość TBARS)

W Tabeli 36. przedstawiono wyznaczone wartości parametrów stresowych, tzn. poziom H₂O₂, aktywność CAT i APX oraz zawartość TBARS.

Tabela 36. Poziom H₂O₂, aktywność CAT i APX oraz zawartość TBARS (wartość zmierzona \pm SD). fm–świeża masa, liczba powtórzeń: 7.

Parametr	Moduł M1 Rozcieńczona znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M2 Wzbogacona, rozcieńczona, znitryfikowana mieszanina uryny i wody szarej	Moduł M3 Roztwór Hoaglanda	Moduł M4-Ref Nawozy komercyjne
	μmol/g fm			
H₂O₂	2.46 \pm 0.19	2.68 \pm 0.19	2.46 \pm 0.13	1.98 \pm 0.03
	U – ilość enzymu, która rozkłada 1 μmol H ₂ O ₂ /min			
CAT	1.01 \pm 0.16	1.62 \pm 0.18	1.20 \pm 0.16	1.12 \pm 0.10
	U – ilość enzymu, która utlenia 1 μmol kwasu askorbinowego na minutę			
APX	0.93 \pm 0.08	1.29 \pm 0.08	1.33 \pm 0.07	1.07 \pm 0.10
	μmol/g fm			
TBARS	4.07 \pm 0.35	3.67 \pm 0.46	3.64 \pm 0.14	3.74 \pm 0.22

W badaniach stwierdzono wzrost zawartości H₂O₂ (o około 20–30%) w liściach sałaty uprawianej w M1 i M2 oraz M3 w porównaniu z roślinami referencyjnymi M4-Ref. Aktywność CAT i APX była obniżona w roślinach uprawianych M1 o około 10%, ale podwyższona w roślinach uprawianych na module M2 odpowiednio o 40 i 20% w porównaniu z roślinami uprawianymi w kontroli. W roślinach rosnących na roztworze fizjologicznym w M3 aktywność

CAT pozostała niezmienną, natomiast aktywność APX wzrosła i była o około 25% wyższa niż u roślin z M4-Ref. Jednym z ważnych markerów uszkodzeń stresowych w roślinach jest poziom substancji reaktywnych kwasu tiobarbiturowego (TBARS). Zawartość TBARS była podwyższona o około 10% w liściach roślin z M1 i pozostała niezmienną w roślinach z M2 i M3 w porównaniu do roślin referencyjnych z M4-Ref.

13.3.7 Degradacja surfaktantów

Tylko w M1 można zaobserwować pewną malejącą tendencję liniową od 8 do 30 dnia, przy średnim ubytku 11mgSMCT/d. Stężenie surfaktantów w module M2 podczas eksperymentu utrzymywało się na stałym poziomie.

13.4 DYSKUSJA

13.4.1 Plon

Należy odnotować wpływ parametrów powietrza wewnętrznego i właściwości fizycznych pożywki na wielkość otrzymanego plonu. Wyższa temperatura powietrza i wynikająca z tego wyższa temperatura pożywek, niż w poprzednich eksperymentach, wpłynęły negatywnie na ilość otrzymanej świeżej biomasy. Oczywiście krótszy czas uprawy również miał znaczenie. Ponieważ jednak w każdym z modułów warunki były zbliżone, nie ma przeszkód, aby dokonać porównania między nimi, a analiza wpływu parametrów takich jak rodzaj zastosowanego nawozu, niedobór pierwiastków i obecność surfaktantów jest możliwa.

Niski plon odzwierciedlony w małej masie jadalnej sałaty z modułu M1 w porównaniu do pozostałych modułów mógł być wynikiem skombinowanego wpływu niedoboru pierwiastków, obecności surfaktantów anionowych oraz wysokiego odczynu pH obniżającego biodostępność niektórych składników. Podobnie jak w poprzednim eksperymencie prawdopodobnie K, Mg, Fe i Zn odegrały istotną rolę. Najwyższa ze wszystkich modułów początkowa wartość pH dodatkowo pogłębiła te różnice (Guo i in., 2016; López-Millán i in., 2013; Noulas i in., 2018; Roosta i Hamidpour, 2011). Widać to szczególnie we wpływie na zawartość pierwiastkową w tkankach roślinnych (Tabela 33.), pigmentów fotosyntetycznych (Tabela 34.) oraz białek (Tabela 35.). Wszystkie parametry były obniżone względem modułu kontrolnego M4-Ref.

Jedną z ważniejszych obserwacji odnośnie uzyskanego plonu jest podobieństwo otrzymanych wyników z modułów M2, M3 i M4-Ref. Świeża masa jadalna uzyskana z sałat

uprawianych na wzbogaconej, znitryfikowanej mieszaninie uryny i wody szarej była większa niż ta uzyskana w kontroli, chociaż mniejsza niż ta uzyskana na pożywce fizjologicznej.

13.4.2 Skład pierwiastkowy

Porównując dane dostępne w literaturze, odnoszące się do prawidłowej zawartości pierwiastków w częściach jadalnych sałaty, widać zaburzenie poboru pierwiastków w niniejszym eksperymencie. Moduł M1 oparty o pożywkę bazującą na niewzbogaconej, znitryfikowanej urynie i wodzie szarej, charakteryzował się najmniejszymi zawartościami pierwiastków. Tendencja do niedoborów lub zawartości w dolnej granicy optymalnego zakresu jest obecna w każdym z modułów, prawdopodobnie z powodu problemów w wiązaniu pierwiastków w wysokiej temperaturze otoczenia i pożywki. Badania Nxawe i in. (2009) wykazały, że temperatura różna od optymalnej, może wpływać na aktywność metaboliczną roślin, tzn. na pobieranie składników odżywczych, tworzenie pigmentów fotosyntetycznych, fotosyntezę i w związku z tym prowadzić do zaburzeń fizjologicznych rośliny. Temperatura pożywki wpływa również na stężenie tlenu rozpuszczonego w roztworze. Przy długotrwałych wysokich temperaturach pożywki niedobór tlenu w strefie korzeniowej może prowadzić do słabej wydajności korzeni, zaburzeń aktywności fizjologicznej roślin i powodować większą podatność na stres (Chun i in., 1994). W badaniach Thakulla i in. (2021) obniżenie temperatury strefy korzeniowej o 5°C spowodowało zwiększenie szybkości fotosyntezy, przewodnictwa szparkowego, stężenie CO₂ międzykomórkowego i szybkość transpiracji w sałacie rzymskiej. Wzrost fotosyntezy spowodowany był poprawą przewodnictwa szparkowego, która umożliwiała dostępność wystarczającej ilości CO₂ do fotosyntezy. Biorąc pod uwagę powyższe można stwierdzić, że nieoptymalne warunki środowiskowe były powodem zmniejszonego plonu i obniżonej zawartości niektórych pierwiastków.

Zawartość azotu w biomase jadalnej poza modułem M1 mieściła się w zakresie podawanym przez literaturę, ale znajdowała się w jego dolnych granicach (np. 26.5–41.5 gN/kg sm u Wojciechowska i in. (2019)). Stężenie fosforu było poza zakresem (M1) lub mieściło się w dolnym zakresie podawanym przez Ylivainio i in. (2004). Podobna tendencja wystąpiła w przypadku magnezu (De Kreij i in., 1992). Zawartość potasu w M2, M3 i M4-Ref mieściła się w granicach podawanych przez innych badaczy dla sałaty uprawianej konwencjonalnie (Falovo i in. 2009). Obniżona wartość dla sałaty z modułu M1 wynikała z istotnie niższej zawartości (ponad trzykrotnej) tego pierwiastka w pożywce wyjściowej w porównaniu do pozostałych modułów.

Zawartość wapnia w liściach sałaty dla wszystkich czterech modułów mieściła się w optymalnym zakresie podawanym przez White i Brown (2010) (5–10 gCa/kg sm).

Pożywka z M1, charakteryzująca się niedoborem mikroelementów i wyższym pH, wpłynęła na gorszą absorpcję tych składników, chociaż nie tak znacznie jak w eksperymencie z uryną (rozdział 9). Powodem była większa objętość znitryfikowanej cieczy zastosowana w pożywkach (w M1 i M2 odpowiednio 15 i 13.3 dm³), porównując z poprzednim eksperymencie, gdzie dawkowana było 4 dm³ znitryfikowanej uryny. Poza manganem zawartość pozostałych mikroskładników mieściła się w zakresach podawanych przez literaturę (Kleiber i in., 2015; Mampholo i in., 2016; Sahin i in., 2017; Ylivainio i in., 2004).

13.4.3 Czynniki stresowe ograniczające wzrost roślin

Przede wszystkim należy zauważyć podwyższony poziom ROS (m.in. H₂O₂) w roślinach ze wszystkich czterech modułów (1.98–2.68 µg/g fm). Dla porównania w badaniach Ríos i in. (2009) poziom H₂O₂ w kontroli wynosił 0.84±0.07 µg/g fm. Oznacza to, że faktycznie parametry fizyczne, a w szczególności wysoka temperatura pożywki (>24°C), mogły powodować stres termiczny, objawiający się powstaniem ROS, także w modułach opartych o pożywkę fizjologiczną i kontrolną.

Oprócz tego potencjalnie trzy czynniki mogły powodować stres w roślinach z modułu M1. Były to: niedobory pierwiastków, obecność surfaktantów oraz wpływ zasolenia. Te dwa ostatnie również mogły być czynnikami stresowymi w module M2 (czyli pożywce bazującej na znitryfikowanej mieszance uryny i wody szarej, ale wzbogaconej o brakujące składniki odżywcze).

Obecność surfaktantów anionowych SMCT w poprzednich badaniach (rozdział 11) wykazała raczej negatywny wpływ na masę plonu jadalnego w niższych stężeniach, a w wyższych śmierć roślin. Inne badania również wykazały, że anionowe środki powierzchniowo czynne modyfikują wzrost, zawartość pigmentów fotosyntetycznych, aktywność enzymów antyoksydacyjnych, a także zawartość białek rozpuszczalnych w roślinach (Chai i in., 2020; Dirilngen i Ince, 1995; Liu i Wu, 2018). W niniejszych badaniach SMCT był obecny zarówno w pożywce M1 jak i M2. Różnica pomiędzy tymi dwoma pożywkami polegała na dodatkowej suplementacji Ca(NO₃)₂, KH₂PO₄, K₂SO₄, MgSO₄ oraz mikroelementów w pożywce wzbogaconej (M2). Mimo, że sama zawartość H₂O₂ była najwyższa w module M2, to analizując pozostałe

parametry jakościowo-ilościowe oraz stresu oksydacyjnego tj. CAT, APX, TBARs i zawartość białek, można zauważyć, że rośliny z tego modułu potrafiły lepiej uporać się z sytuacją stresową.

Obniżenie zawartości barwników fotosyntetycznych, zmniejszenie świeżej masy oraz zmiany w systemie antyoksydacyjnym obserwowano tylko w M1. Wszystko to wskazuje, że główną przyczyną obserwowanych zaburzeń w roślinach z tego modułu był najprawdopodobniej niedobór składników odżywczych, a nie obecność surfaktantów w pożywkach.

Brak niektórych składników odżywczych jest kluczowym czynnikiem ograniczającym plonowanie roślin uprawnych. W pożywce M1 stwierdzono istotne niedobory jonów potasu, magnezu, fosforu i żelaza oraz innych mikroelementów. W szczególności brak żelaza może prowadzić do stresu oksydacyjnego, gdyż jest ono kofaktorem wielu enzymów antyoksydacyjnych. Zaiste, w M1 zaobserwowano zdecydowane obniżenie aktywności CAT i APX, co jest zgodne wynikami otrzymanymi w innych badaniach w warunkach niedoboru żelaza (Iturbe-Ormaetxe i in., 1995; Jelali i in., 2013; Molassiotis i in., 2006). Brak sprawnego systemu wymiatania H_2O_2 będzie prowadzić do peroksydacji lipidów wskutek wpływu ROS na błony lipidowe, co odzwierciedla wzrost ilości TBARs (Djanaguiraman i in., 2005). Peroksydacji lipidów w warunkach głodu Fe będzie dodatkowo zwiększona, jak to zaobserwowano w innych badaniach (Jelali i in., 2013; Molassiotis i in., 2006; Ranieri i in., 2003). Zwiększona zawartość TBARs i jednocześnie najniższa zawartość białek zostały zaobserwowane w roślinach uprawianych na niewzbogaconej, znitryfikowanej mieszance uryny i wody szarej w module M1. W wersji wzbogaconej M2, mimo najwyższej zawartości H_2O_2 zarówno wartość TBARs i białek sugeruje bardziej prawidłowe funkcjonowanie procesów fizjologicznych u roślin.

Kolejnym czynnikiem zwiększającym stres w M1 był niedobór potasu, który prowadzi do zahamowania wzrostu poprzez brak osmotycznej regulacji i zahamowanie syntezy białek (Shin i in. 2005). Oprócz niedoboru potasu, pożywka z M1 charakteryzuje się nadmierną ilością jonów sodowych i chlorkowych powodujących stres solny u roślin, co dodatkowo utrudnia przyswajanie dostępnego potasu przez rośliny (jak wykazano w *rozdziale 10.4.2*). Nadmierne zasolenie występuje zarówno w pożywkach M1 i M2, ale M2 ma już uzupełniony niedobór jonów. Stąd, pomimo stresu solnego prowadzącego do nadprodukcji ROS, w roślinach z M2 zachodzą prawidłowe reakcje obronne, widoczne w zwiększonej aktywności CAT i APX. Pozwala to przede wszystkim na prawidłową syntezę białek i barwników fotosyntetycznych, co z kolei prowadzi do prawidłowo przebiegającej fotosyntezy, która jest podstawowym procesem warunkującym wzrost roślin.

Brakujący fosfor również przyczynia się do wzrostu poziomu ROS w tkankach roślinnych, uszkodzenia błon, peroksydacji lipidów, degradacji białek i barwników fotosyntetycznych (Patel i in., 2020). Fosfor jest ważnym składnikiem w strukturze DNA, fosfolipidów RNA, NADP i ATP. Prawie wszystkie procesy metaboliczne w komórkach zależą od dostępności fosforu, zwłaszcza oddychanie i fotosynteza (Patel i in., 2020). Dodatkowy niedobór Mg, Fe, Mn tylko pogłębia zaburzenia. Jony te mają bezpośredni wpływ na biosyntezę barwników fotosyntetycznych (chlorofilu A i B) (Kalaji i in., 2014). Między innymi z tego powodu u roślin rosnących na pożywce NUG obserwowano obniżony poziom pigmentów fotosyntetycznych, a co za tym idzie również osłabienie fotosyntezy i wzrostu roślin. Zawartość pigmentów fotosyntetycznych w M1 była niższa o połowę w porównaniu z modulem referencyjnym M4-Ref. Analogiczne dane otrzymali inni badacze (Patel i in., 2020; Shi i in., 2020). Ograniczony proces fotosyntezy skutkuje zmniejszoną produkcją szkieletów węglowych i w konsekwencji ograniczonym wzrostem sałaty w module M1. Suplementacja niezbędnych składników mineralnych w pożywce M2 eliminowała powyższe dysfunkcje u roślin, wskazując, że to niedobory składników pokarmowych, a nie obecność surfaktantu w podłożu, są odpowiedzialne za ograniczenie fotosyntezy i wzrostu sałaty.

13.5 WNIOSKI I PODSUMOWANIE

Podsumowując, główną przyczyną spadku produktywności roślin uprawianych na znitryfikowanej mieszance uryny i wody szarej był stres oksydacyjny, powodujący zaburzenie równowagi redoks i uszkodzenia oksydacyjne na poziomie komórkowym, spowodowane niedoborem pierwiastków. U roślin rosnących na niewzbogaconej pożywce zaobserwowano zwiększenie parametrów stresu oksydacyjnego i zahamowanie wzrostu. Wzbogacenie pożywki z M1 (moduł M2) m.in. o jony potasu, fosforu, magnezu i mikroelementy, spowodowało przywrócenie prawidłowej syntezy białek oraz wzrost aktywności CAT i APX. Miało to pozytywne odzwierciedlenie w parametrach jakościowo-ilościowych plonu, tj. świeżej i suchej masy, zawartości pierwiastków, zawartości pigmentów fotosyntetycznych i białek.

Niedobór pierwiastków, bardziej niż zawartość surfaktantów, jest czynnikiem ograniczającym wzrost i powodującym reakcje stresową rosnącej rośliny. Po raz kolejny potwierdza to tezę, że należy szukać dodatkowych źródeł pierwiastków niedoborowych, w celu zapewnienia optymalnej uprawy roślinności.

14. PODSUMOWANIE

Tłem niniejszej rozprawy jest problematyka szeroko pojmowanych, zamkniętych systemów kosmicznych, nastawionych na recykling wody i składników odżywczych. Badania dotyczyły tylko jednego z wielu elementów takich systemów - podsystemu produkcji płynnego nawozu na bazie występujących w obiegu kosmicznym strumieni ścieków, z myślą o możliwości bezglebowej uprawy roślinności na tak wyprodukowanym nawozie. Wykazano możliwości odzysku wody i składników odżywczych, na przykładzie procesu nityfikacji uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w tlenowym reaktorze SBR osadu czynnego. Następnie zbadano wykorzystanie oczyszczonego strumienia w bezglebowej uprawie sałaty. Tematyka i zakres pracy wpisują się zarówno w obszar działań inżynierii systemów kosmicznych, jak i szerszy kontekst cyrkularnej gospodarki sanitarno-rolnej na Ziemi.

Wyniki badań własnych w skali wielkolaboratoryjnej wykazały, że możliwa jest skuteczna, stabilna eksploatacja reaktora SBR osadu czynnego, realizującego nityfikację uryny przy następujących parametrach ruchowych:

- temperatura procesu 30°C,
- obciążenie osadu azotem 0.101 gN/gsm·d,
- nastawa pH w zakresie 5.5–7.0,
- stężenie tlenu rozpuszczonego w reaktorze 3.0 mgO₂/dm³.

Wyniki badań własnych w skali wielkolaboratoryjnej wykazały, że możliwa jest skuteczna, stabilna eksploatacja reaktora SBR osadu czynnego, realizującego nityfikację mieszaniny uryny i wody szarej, przy następujących parametrach ruchowych:

- temperatura procesu 30°C,
- obciążenie osadu azotem 0.027 gN/gsm·d,
- nastawa pH w zakresie 5.9–7.0,
- stężenie tlenu rozpuszczonego w reaktorze 3.0 mgO₂/dm³.

Wysokie wydajności procesów osiągnięte w obydwu eksperymentach wskazują, że technologia osadu czynnego powinna być brana pod uwagę, obok technologii z biomasą unieruchomioną, przy projektowaniu układu produkującego nawóz w systemach kosmicznych. Eksploatacja reaktora nityfikującego stężoną urynę była zakłócona przez dwie poważne awarie ze

względem długotrwałą ekspozycję biomasy na bardzo wysokie stężenie FA. Przebieg eksploatacji nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej był mniej awaryjny i stabilniejszy. Rozcieńczenie uryny wodą szarą pozwoliło na obniżenie zasolenia w reaktorze i tym samym na ograniczenie jego negatywnego wpływu na proces nityfikacji uryny.

W obu eksperymentach obserwowano niepełną hydrolizę mocznika. Zastosowany zaszczepek prawdopodobnie nie zawierał wystarczającej ilości mikroorganizmów ureazo-dodatnich, więc proces hydrolizy mocznika zachodził przede wszystkim na drodze reakcji niekatalizowanych ureazą. Teza ta została wstępnie zbadana analizą sekwencjonowania DNA osadu czynnego (która wykazała dominującą obecność bakterii ureazo-ujemnych) i potwierdzona w przeprowadzonym eksperymencie respirometrycznym, w którym wykazano znaczący wzrost aktywności oddechowej osadu czynnego po dodaniu enzymu ureazy. W celu uzyskania pełnej hydrolizy mocznika należy brać pod uwagę jedno z trzech działań:

- zagwarantować długi czas przetrzymania surowej mieszaniny w zbiorniku buforowym,
- wyselekcjonować szczepy bakterii, które będą ureazo-dodatnie,
- dodawać do reaktora ureazę pozyskiwaną z innych źródeł (np. fasoli szablastej *Canavalia Ensiformis* - jack bean).

Proces nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej charakteryzuje się większą stabilnością i mniejszą awaryjnością niż nityfikacja samej uryny. Osiągnięte jednostkowe szybkości nityfikacji w końcowej, stabilnej fazie eksperymentu były większe niż te, uzyskane w eksperymencie nityfikacji stężonej uryny. Powyższe czynniki oraz możliwość łatwego i szybkiego pomiaru szybkości nityfikacji przy użyciu konwencjonalnych sensorów stężenia form azotu, uzasadniają wybór tej formy produkcji nawozu w przyszłych badaniach. Negatywny wpływ wysokich stężeń surfaktantów anionowych na proces nityfikacji, wskazywany w innych badaniach naukowych, nie miał miejsca w niniejszych badaniach. Nie zaobserwowano wpływu SMCT na osad czynny pod względem efektywności nityfikacji, usuwania zanieczyszczeń organicznych, zmian w morfologii kłaczek, a także właściwości sedymentacyjnych osadu. Ponadto, wrażliwość osadu czynnego na FA i FNA w obecności SMCT była podobna jak w przypadku nityfikacji samej uryny. Zatem można wnioskować, że projektowany dla misji kosmiczny surfaktant SMCT jest bezpieczny dla procesu nityfikacji.

Zrealizowana w ramach niniejszej pracy weryfikacja możliwości zastosowania rozcieńczonej nityfikowanej uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w uprawie bezglebowej,

wykazała możliwość wzrostu sałaty, jednak z pewnymi ograniczeniami ilościowymi i jakościowymi. Głównymi czynnikami obniżającym plon był niedobór pierwiastków, wynikający ze składu strumieni ścieków poddawanych oczyszczaniu. Szczególnie dotkliwe były braki potasu, fosforu, magnezu i mikroelementów, które wpływały na metabolizm i zdolności fotosyntetyczne sałaty. Potwierdziły to pomiary takich parametrów jak skład pierwiastkowy, poziomu H_2O_2 , aktywności CAT i APX, zawartości białek oraz stężenia pigmentów fotosyntetycznych. Ponadto, badania wykazały, że to niedobór pierwiastków, a nie obecność surfaktantów, był głównym czynnikiem ograniczającym wzrost, przy zastosowaniu rozcieńczonej znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej. Warto jednak nadmienić, że zmiana zarówno rodzaju surfaktantu, jak i jego stężenia (w dopływie do reaktora SBR i w pożywce stosowanej w uprawie bezglebowej) może to zmienić. W pracy zaobserwowano wpływ rodzaju i stężenia surfaktantu anionowego w pożywce uprawy aeroponicznej, na rozwój roślin i ich parametry jakościowe.

Podsumowując, stwierdzono konieczność rozszerzenia zakresu odzysku składników odżywczych w zamkniętych systemach kosmicznych, tak by obejmował obok makroelementów również mikroelementy. Warto zauważyć, że mimo występujących w nawozie niedoborów pierwiastkowych i wynikającej z tego gorszej wydajności plonu i gorszych wskaźników jakościowych sałaty, badania organoleptyczne nie wykazały różnic w odbiorze konsumenckim. Jest to szczególnie ważne w odniesieniu do produkcji nawozów z zastosowaniem gospodarki cyrkularnej (zarówno w ramach uprawy ziemskiej jak i kosmicznej), w której aspekt akceptacji produktu końcowego przez konsumentów jest szczególnie istotny.

14.1 WNIOSKI KOŃCOWE

Szczegółowe wnioski, wynikające z poszczególnych etapów części badawczej pracy, zamieszczono w podsumowaniu każdego z rozdziałów 9–13 (odpowiednio strony 110, 129, 150, 167 oraz 185). Z myślą o ułatwieniu lektury, poniżej powtórzono najważniejsze z tych wniosków.

1. Zastosowanie technologii biologicznego oczyszczania ścieków z osadem czynnym może być konkurencyjne w stosunku do powszechnie stosowanych technologii z biomasą unieruchomioną w odniesieniu do systemów kosmicznych (biorąc pod uwagę stabilność procesu i jego efektywność).
2. Skuteczność hydrolizy mocznika w reaktorze nityfikującym urynę lub mieszaninę uryny i wody szarej zależy od obecności enzymu ureazy (czyli od składu gatunkowego osadu czynnego).

3. Obecny w wodzie szarej surfaktant anionowy SMCT stosowany podczas misji kosmicznych nie wpływa negatywnie na proces nityfikacji uryny i wody szarej.
4. Ścieki oczyszczone z procesu nityfikacji stężonej uryny oraz mieszaniny uryny i wody szarej w reaktorze SBR są nawozem odpowiednim do zasilania uprawy bezglebowej.
5. Uprawa bezglebowa sałaty na otrzymanych nawozach (rozcieńczonych, niewzbogaconych) jest możliwa do zrealizowania zarówno w aspekcie uzyskiwanego plonu jak i jego parametrów jakościowych.
6. Wzbogacenie wyprodukowanego nawozu o brakujące składniki pozwala na uzyskanie wielkości plonu roślin i ich parametrów jakościowych analogicznych jak w uprawie opartej o nawóz komercyjny.
7. Sałata uprawiana bezglebowo na nawozie opartym o znitryfikowaną urynę jest zbliżona organoleptycznie do sałaty uprawianej na nawozie komercyjnym.
8. Wpływ surfaktantów anionowych obecnych w pożywkach na rośliny uprawiane bezglebowo zależy od ich rodzaju i stężenia w pożywce.
9. Głównym czynnikiem ograniczającym wzrost sałaty jest niedobór pierwiastków, a nie obecność w pożywce anionowego surfaktantu stosowanego w misjach kosmicznych (SMCT).

14.2 UWAGI KOŃCOWE I KIERUNKI DAJSZYCH BADAŃ

Zakres zagadnień gospodarki cyrkularnej w obiektach kosmicznych, stanowiącej tło niniejszej pracy jest bardzo szeroki. Wyjściowy i aktualny stan wiedzy wciąż nie pozwala na odpowiedzialne zaprojektowanie całościowego systemu, gwarantującego wymaganą skuteczność i niezawodność. Prace badawcze w tej dziedzinie są ciągle na etapie eksploracji rozwiązań szerokiego wachlarza problemów cząstkowych. Mając tego świadomość, zakres i forma realizacji niniejszej rozprawy zostały zaplanowane w taki sposób, aby w ramach istniejących ograniczeń (bardzo długie stałe czasowe badanych procesów, ograniczenia finansowe i logistyczne), w możliwie dużym stopniu rozwinąć aspekty poznawcze i naukowe, określone w celu i zakresie pracy.

Na bazie uzyskanych w ramach niniejszej pracy wyników, należy zaprojektować optymalizacyjne badania laboratoryjne i symulacyjne procesu nityfikacji uryny osadem czynnym, których celem powinno być określenie zależności skuteczności i stabilności procesu nityfikacji

mieszaniny uryny i wody szarej od wieku osadu, parametrów cyklu pracy reaktora SBR i dynamiki jego zasilania.

Należy również przeprowadzić badania, pozwalające na ostateczne rozwiązanie kwestii ograniczonej hydrolizy mocznika. Wskazane są rozszerzone badania sekwencjonowania DNA osadu czynnego. Dodatkowym kierunkiem badań w tym aspekcie byłoby sprawdzenie, czy limitującym czynnikiem ograniczającym aktywność ureazy nie jest niedobór niklu, który może ograniczać aktywność ureazy.

Ważnym polem badawczym w odniesieniu do procesu nitryfikacji jest pozyskanie zewnętrznego źródła zasadowości. Celowe byłoby sprawdzenie możliwości jej pozyskania z materiałów dostępnych in-situ (regolit księżycowy czy marsjański).

W odniesieniu do uprawy bezglebowej wskazane byłoby przeprowadzenie uprawy w komorze wzrostowej z aktywną kontrolą klimatu, aby ograniczyć potencjalny wpływ niesprzyjających warunków na parametry jakościowo-ilościowe plonu. Wskazane jest również zastosowanie układu umożliwiającego uprawę większej ilości roślin.

Biorąc pod uwagę wnioski z przeprowadzonych badań należy rozważyć konieczność pozyskania brakujących pierwiastków, które wpływają na plon i charakterystykę pierwiastkową roślin. Należy opracować oddzielne lub wspólne (np. w reaktorze nitryfikacyjnym) sposoby odzysku wody i pierwiastków z takich odpadów jak niejadalne części roślin czy kał.

REFERENCJE

1. Aebi, H. (1984). Catalase in vitro. *Methods in enzymology*, 105, 121–126.
2. Adams, E., Shin, R. (2014). Transport, signaling, and homeostasis of potassium and sodium in plants. *Journal of integrative plant biology*, 56(3), 231–249.
3. Adrover, M., Moyà, G., Vadell, J. (2013). Use of hydroponics culture to assess nutrient supply by treated wastewater. *Journal of Environmental Management*, 127, 162–165.
4. Ahmad, P., Sarwat, M., Sharma, S. (2008). Reactive oxygen species, antioxidants and signaling in plants. *Journal of Plant Biology*, 51(3), 167–173.
5. Akpan-Idiok, A.U., Udo, I.A., Braide, E.I. (2012). The use of human urine as an organic fertilizer in the production of okra (*Abelmoschus esculentus*) in South Eastern Nigeria. *Resour. Conserv. Recy.* 62, 14–20.
6. Al-Hamaiedeh, H., Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*, 256(1-3), 115–119.
7. Al-Kodmany, K. (2018). The vertical farm: A review of developments and implications for the vertical city. *Buildings*, 8, 24.
8. Alemayehu, Y.A., Asfaw, S.L., Terfie, T.A. (2020). Nutrient recovery options from human urine: A choice for large scale application. *Sustainable Production and Consumption*. 24, 219–231.
9. Allende, A., Monaghan, J. (2015). Irrigation Water Quality for Leafy Crops: A Perspective of Risks and Potential Solutions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), 7457–7477.
10. Alloul, A., Wuyts, S., Lebeer, S., Vlaeminck, S.E. (2019). Volatile fatty acids impacting phototrophic growth kinetics of purple bacteria: paving the way for protein production on fermented wastewater. *Water research*, 152, 138–147.
11. Anderson, M.S., Barta, D., Douglas, G., Motil, B., Massa, G., Fritsche, R., Quincy, C., Romeyn, M., Hanford, A. (2017). Key gaps for enabling plant growth in future missions. In *AIAA SPACE and Astronautics Forum and Exposition*. 12–14.09.2017, Orlando, FL.
12. Anderson, M.S., Ewert, M.K., Keener, J.F., Wagner, S.A. (2018). Life Support Baseline Values and Assumptions Document, NASA/TP-2015-218570/REV1..
13. Andrade, M.V.F., Delforno, T.P., Sakamoto, I.K., Silva, E.L., Varesche, M.B.A. (2020). Dynamics and response of microbial diversity to nutritional conditions in denitrifying bioreactor for linear alkylbenzene sulfonate removal. *Journal of Environmental Management*, 263, 110387.
14. Andrade, S.A.L.D., Jorge, R.A., Silveira, A.P.D.D. (2005). Cadmium effect on the association of jackbean (*Canavalia ensiformis*) and arbuscular mycorrhizal fungi. *Scientia Agricola*, 62, 389–394.

15. Andrews, M., Lea, P.J., Raven, J.A., Lindsey, K. (2004). Can genetic manipulation of plant nitrogen assimilation enzymes result in increased crop yield and greater N-use efficiency? An assessment. *Annals of Applied Biology*, 145(1), 25–40.
16. Anthonisen, A., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S. i Srinath E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Water Pollut. Control*, 48, 835–852
17. Antoniou, P., Hanilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberatos, G. Sboronos, S.A. (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Res.*, 24, 97–101.
18. Amini Kiasari, M., Pakbaz, M.S., Ghezelbash, G.R. (2018). Increasing of soil urease activity by stimulation of indigenous bacteria and investigation of their role on shear strength. *Geomicrobiology Journal*, 35(10), 821–828.
19. Aspinal, S.R., Parker, J.K., Khutoryanskiy, V.V. (2021). Oral care product formulations, properties and challenges. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 111567.
20. Avgoustaki, D.D., Xydis, G. (2020). Indoor vertical farming in the urban nexus context: Business growth and resource savings. *Sustainability*, 12(5), 1965.
21. Bank, G., Virginia, W., Cohen, M. H. (1967). Sea water : Oxygen solubility thermodynamic influence of sea salt. *Science*, 157(3785), 191–193.
22. Baratella, V., Renzaglia, M., Trinchera, A. (2016). Effect of surfactant as adjuvant for irrigation/fertigation in vegetables production: preliminary results on lettuce. *Acta Horticulturae* (1123), 157–164.
23. Barbosa, G.L., Gadelha, F.D.A., Kublik, N., Proctor, A., Reichelm, L., Weissinger, E., Wohlleb, G.M., Halden, R.U. (2015). Comparison of land, water, and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. conventional agricultural methods. *International journal of environmental research and public health*, 12(6), 6879–6891.
24. Barrs, H.D., Weatherley, P.E. (1962). A re-examination of the relative turgidity technique for estimating water deficits in leaves. *Australian journal of biological sciences*, 15(3), 413–428.
25. Barta, D.J., Pickering, K. D., Meyer, C., Pensinger, S., Vega, L., Flynn, M., Jackson, A., Wheeler, R. (2015). A Biologically-Based Alternative Water Processor for Long Duration Space Missions. <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/20150014482/downloads/20150014482.pdf> [dostęp online: 10.11.2021].
26. Bar-Tal, A., Aloni, B., Karni, L., Rosenberg, R. (2001). Nitrogen nutrition of greenhouse pepper. II. Effects of nitrogen concentration and NO₃: NH₄ ratio on growth, transpiration, and nutrient uptake. *HortScience*, 36(7), 1252–1259.
27. Bassin, J.P., Kleerebezem, R., Muyzer, G., Rosado, A.S., van Loosdrecht, M.C.M., Dezotti, M. (2012). Effect of different salt adaptation strategies on the microbial diversity, activity, and settling of nitrifying sludge in sequencing batch reactors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 93, 1281–1294.

28. Bates, S., Gushin, V., Bingham, G., Vinokhodova, A., Marquit, J., Sychev, V. (2009). Plants as countermeasures: A review of the literature and application to habitation systems for humans living in isolated or extreme environments. *Habitation*, 12(1), 33–40.
29. Bamsey, M.T., Zabel, P., Zeidler, C., Gyimesi, D., Schubert, D., Kohlberg, E., Mengedoht, D., Rae, J., Graham, T. (2015). Review of Antarctic greenhouses and plant production facilities: A historical account of food plants on the ice. 45th International Conference on Environmental Systems.
30. Benito, B., Haro, R., Amtmann, A., Cuin, T.A., Dreyer, I. (2014). The twins K⁺ and Na⁺ in plants. *Journal of plant physiology*, 171(9), 723–731.
31. Berkovich, Y.A., Chetirkin, P.V., Wheeler, R.M., Sager, J.C. (2004). Evaluating and optimizing horticultural regimes in space plant growth facilities. *Advances in Space Research* 34, 7, 1612–1618.
32. Berkovich, YA., Smolyanina, S.O., Krivobok, N.M., Erokhin, A.N., Agureev, A.N., Shanturin, N.A. (2009). Vegetable production facility as a part of a closed life support system in a Russian Martian space flight scenario. *Advances in Space Research*, 44(2), 170–176.
33. Bie, Z., Ito, T., Shinohara, Y. (2004). Effects of sodium sulfate and sodium bicarbonate on the growth, gas exchange and mineral composition of lettuce. *Scientia Horticulturae*, 99(3-4), 215–224.
34. Blakeley, R.L., Zerner, B. (1984). Jack bean urease: the first nickel enzyme. *Journal of molecular catalysis*, 23(2-3), 263–292.
35. Blersch, D., Kangas, P. (2003). Project Greenhab At The University Of Maryland: Development Of A Research-Scale Life Support Greenhouse. University of Maryland. http://www.marspapers.org/paper/Blersch_2002.pdf [dostęp online: 10.11.2021].
36. Bock, E., Wagner, M. (2006). Prokaryotes: Oxidation of inorganic nitrogen compounds as an energy source. Springer, New York, 457–495.
37. Bornemann, G., Waßer, K., Hauslage, J. (2018). The influence of nitrogen concentration and precipitation on fertilizer production from urine using a trickling filter. *Life sciences in space research*, 18, 12–20.
38. Bornemann, J. H. G., Waßer, K., Tonat, T., Kraska, T., Winzer, F., Schubert, D., Anken, R. (2021) CROP-Combined Regenerative Organic-food Production. <https://core.ac.uk/download/pdf/31016243.pdf> [dostęp online: 10.11.2021].
39. Bornemann, G., Waßer, K., Tonat, T., Moeller, R., Bohmeier, M., & Hauslage, J. (2015). Natural microbial populations in a water-based biowaste management system for space life support. *Life sciences in space research*, 7, 39–52.
40. Boschiero, B.N., Mariano, E., Azevedo, R.A., Trivelin, P.C.O. (2019). Influence of nitrate-ammonium ratio on the growth, nutrition, and metabolism of sugarcane. *Plant physiology and biochemistry*, 139, 246–255.
41. Bradford, M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72(1–2), 248–254.

42. Breś, W., Golcz, A., Komosa, A., Kozik, E., Tyksiński, W. (2016). *Żywnienie roślin ogrodnich*. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego.
43. Bubenheim, D., Wignarajah, K., Berry, W., Wydeven, T. (1997). Phytotoxic effects of gray water due to surfactants. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 122(6), 792–796.
44. Buelke, C., Alshami, A., Casler, J., Lewis, J., Al-Sayaghi, M., Hickner, M.A. (2018). Graphene oxide membranes for enhancing water purification in terrestrial and space-born applications: State of the art. *Desalination*, 448, 113–132.
45. Buturi, C.V., Mauro, R.P., Fogliano, V., Leonardi, C., Giuffrida, F. (2021). Mineral biofortification of vegetables as a tool to improve human diet. *Foods*, 10(2), 223.
46. Calvin M., Gizenko O.G. (1975). *Foundations of Space Biology and Medicine*. Volume 3, NASA N76-26831, 32, 34, 36 and 37, Washington DC.
47. Campbell, K., Wang, J. (2020). New insights into the effect of surfactants on oxygen mass transfer in activated sludge process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104409.
48. Cao, C., Liu, S. Q., Ma, Z. B., Lin, Y., Su, Q., Chen, H., Wang, J.J. (2018). Dynamics of multiple elements in fast decomposing vegetable residues. *Science of the Total Environment*, 616, 614–621.
49. Caracciolo, A.B., Cardoni, M., Pescatore, T., Patrolecco, L. (2017). Characteristics and environmental fate of the anionic surfactant sodium lauryl ether sulphate (SLES) used as the main component in foaming agents for mechanized tunnelling. *Environmental Pollution*, 226, 94–103.
50. Carr, M.H. (1996). Channels and valleys on Mars: Cold climate features formed as a result of a thickening cryosphere. *Planetary and Space Science*, 44(11), 1411–1423.
51. Carter, D.L. (2009). Status of the regenerative ECLSS water recovery system. SAE Technical Paper 2009-01-2352.
52. Carter, D.L., Williamson, J., Brown, C. A., Bazley, J., Gazda, D., Schaezler, R., Thomas, F. (2017). Status of ISS water management and recovery. 48th International Conference on Environmental Systems, Albuquerque, New Mexico.
53. Catauro, P.M., Perchonok, M.H. (2011). Assessment of the Long-Term Stability of Retort Pouch Foods to Support Extended Duration Spaceflight, *Journal of Food Science*, Vol 77, S29–S39.
54. Cesareo, S.D., Langton, S.R. (1992). Kinetic properties of *Helicobacter pylori* urease compared with jack bean urease. *FEMS microbiology letters*, 99(1), 15–21.
55. Chai, L., Yang, L., Zhang, Y., Zhou, Y., Wang, F., Wu, Z. (2020). Antagonism or synergism? Responses of *Hydrocharis dubia* (Bl.) Backer to linear alkylbenzene sulfonate, naphthalene and their joint exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 200, 110747.
56. Chaichi, M.R., Nurre, P., Slaven, J., Rostamza, M. (2015). Surfactant application on yield and irrigation water use efficiency in corn under limited irrigation. *Crop Science*, 55(1), 386–393.
57. Chen, Y. (2009). Full nitrification of human urine in a sequencing batch reactor. The Hong Kong University of Science and Technology. <http://hdl.handle.net/1783.1/6303> [dostęp online: 08.11.2021].

58. Chen, G.X., Asada, K. (1989). Ascorbate peroxidase in tea leaves: occurrence of two isozymes and the differences in their enzymatic and molecular properties. *Plant and Cell Physiology*, 30(7), 987–998.
59. Chen, C., Tao, C., Peng, H., Ding, Y. (2007). Genetic analysis of salt stress responses in asparagus bean (*Vigna unguiculata* (L.) ssp. *sesquipedalis* Verdc.). *Journal of Heredity*, 98(7), 655–665.
60. Chen, L., Yang, X., Tian, X., Yao, S., Li, J., Wang, A., Yao, Q., Peng, D. (2017). Partial nitrification of stored source-separated urine by granular activated sludge in a sequencing batch reactor. *AMB Express*, 7(1), 1–10.
61. Chipako, T.L., Randall, D.G. (2020). Urine treatment technologies and the importance of pH. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(1), 103622.
62. Cho, K., Shin, S.G., Lee, J., Koo, T., Kim, W., Hwang, S. (2016). Nitrification resilience and community dynamics of ammonia-oxidizing bacteria with respect to ammonia loading shock in a nitrification reactor treating steel wastewater. *J. Biosci. Bioeng.* 122, 196–202.
63. Chun, C., Takakura, T. (1994). Rate of root respiration of lettuce under various dissolved oxygen concentrations in hydroponics. *Environment Control in Biology*, 32(2), 125–135.
64. Chung, J., Shim, H., Lee, Y.W., Bae, W. (2005). Comparison of influence of free ammonia and dissolved oxygen on nitrite accumulation between suspended and attached cells. *Environmental Technology*, 26(1), 21–33.
65. Chung, J., Shim, H., Park, S.J., Kim, S.J., Bae, W. (2006). Optimization of free ammonia concentration for nitrite accumulation in shortcut biological nitrogen removal process. *Bioprocess and biosystems engineering*, 28(4), 275–282.
66. Christiaens, M.E., De Paepe, J., Ilgrande, C., De Vrieze, J., Barys, J., Teirlinck, P., Meerbergen, K., Lievens, B., Boon, N., Vlaeminck, S.E. (2019). Urine nitrification with a synthetic microbial community. *Systematic and applied microbiology*, 42(6), 126021.
67. Ciudad, G., Gonzalez, R., Bornhardt, C., Antiello, C. (2007). Modes of operation and pH control as enhancement factors for partial nitrification with oxygen transport limitation. *Water Res.*, 41, 4621–4629.
68. Clauwaert, P., Muys, M., Alloul, A., De Paepe, J., Luther, A., Sun, X., Ilgrande, C., Christiaens, M.E.R., Hu, X., Zhang, D., Lindeboom, R.E.F., Sas, B., Rabaey, K., Boon, N., Ronsse, F., Geelen, D., Vlaeminck, S.E. (2017). Nitrogen cycling in Bioregenerative Life Support Systems: Challenges for waste refinery and food production processes. *Progress in Aerospace Sciences*, 91, 87–98.
69. Clément, G. (2011). The musculo-skeletal system in space. In *Fundamentals of space medicine*. Springer, New York, NY.
70. Colaprete, A., Schultz, P., Heldmann, J., Wooden, D., Shirley, M., Ennico, K., Hermalyn, B., Marshall, W., Ricco, A., Elphic, R.C., Goldstein, D., Summy, D., Barterik, G.D., Asphaug, D., Korycansky, D., Sollitt, L. (2010). Detection of water in the LCROSS ejecta plume. *Science*, 330(6003), 463–468.

71. Cooper, M., Perchonok, M., Douglas, G. (2017a) Initial assessment of the nutritional quality of the space food system over three years of ambient storage. *npj Microgravity*, Vol 3, Article Number 17.
72. Cooper, M., Sirmons, T., Froio-Blumsack, D., Mohr, L., Young, M., Douglas, G., (2017b) Improvement of Shelf Life for Space Food Through Hurdle Approach. *Space Life & Physical Sciences Research & Applications Division Task Book*, NASA https://taskbook.nasaprs.com/Publication/index.cfm?action=public_query_taskbook_content&TASKID=11349.
73. Coppens, J., Lindeboom, R., Muys, M., Coessens, W., Alloul, A., Meerbergen, K., Lievens, B., Clauwaert, P., Boon, N., Vlaeminck, S. E. (2016). Nitrification and microalgae cultivation for two-stage biological nutrient valorization from source separated urine. *Bioresource technology*, 211, 41–50.
74. Cordell, D., Drangert, J.O., White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19 (2), 292–305.
75. Cortés-Lorenzo, C., Rodríguez-Díaz, M., Sijkema, D., Juárez-Jiménez, B., Rodelas, B., Smidt, H., González-López, J. (2015). Effect of salinity on nitrification efficiency and structure of ammonia-oxidizing bacterial communities in a submerged fixed bed bioreactor. *Chem. Eng. J.* 266, 233–240.
76. Crapanzano F., Crapanzano S., Graziano G., Iudicello M., Mazzucco W. 2016. Analysis of the traditional approaches for astronauts' personal hygiene in outer space. *Italian Journal Of Aerospace Medicine*. 40–53.
77. Crites, R. i Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. MCB / McGraw-Hill, New York.
78. Crusan, J., Bleacher, J., Caram, J., Craig, D., Goodliff, K., Herrmann, N., Mahoney, E., Smith, M. (2019). NASA's Gateway: An Update on Progress and Plans for Extending Human Presence to Cislunar Space. In *2019 IEEE Aerospace Conference* (pp. 1–19). IEEE.
79. Davila, A.F., Willson, D., Coates, J.D., McKay, C.P. (2013). Perchlorate on Mars: a chemical hazard and a resource for humans. *International Journal of Astrobiology*, 12(4), 321–325.
80. de Graaff, M.S., van den Brand, T.P.H., Roest, K., Zandvoort, M.H., Duin, O., van Loosdrecht, M.C.M. (2016). Full-Scale Highly-Loaded Wastewater Treatment Processes (A-Stage) to Increase Energy Production from Wastewater: Performance and Design Guidelines. *Environ. Eng. Sci.* 33, 571–577.
81. De Kreijl, C., Sonneveld, C., Warmenhoven, M.G., Straver, N.A. (1992). Guide values for nutrient element contents of vegetables and flowers under glass. *Voedingsoplossingen glastuinbouw*, 15.
82. De Micco, V., Aronne, G., Colla, G., Fortezza, R., De Pascale, S. (2009). Agro-biology for bioregenerative life support systems in long-term space missions: general constraints and the Italian efforts. *Journal of Plant Interactions*, 4(4), 241–252.
83. De Paepe, J., De Paepe, K., Gòdia, F., Rabaey, K., Vlaeminck, S.E., Clauwaert, P. (2020). Bio-electrochemical COD removal for energy-efficient, maximum and robust nitrogen recovery from urine through membrane aerated nitrification. *Water Research*, 185, 116223.

84. De Paepe, J., Lindeboom, R. E., Vanoppen, M., De Paepe, K., Demey, D., Coessens, W., Lamaze, B., Vediefde, A.R.D., Clauwaert, P., Vlaeminck, S. E. (2018). Refinery and concentration of nutrients from urine with electrodialysis enabled by upstream precipitation and nitrification. *Water Research*, 144, 76–86.
85. De Pascale, S., Arena, C., Aronne, G., De Micco, V., Pannico, A., Paradiso, R., Roupheal, Y. (2021). Biology and crop production in Space environments: challenges and opportunities. *Life Sciences in Space Research* 29, 30–37.
86. Dean, L.M., Layne, C. Dimethylsilanediol (DMSD) Source Assessment and Mitigation on ISS: Estimated Contributions from Personal Hygiene Products Containing Volatile Methyl Siloxanes (VMS) (2018). In *Proceedings of the 48th International Conference on Environmental Systems*, Albuquerque, NM, USA, 8–12 July 2018.
87. Defoirdt, T., Vlaeminck, S.E., Sun, X.Y., Boon, N., Clauwaert, P. (2017) Ureolytic activity and its regulation in *Vibrio campbellii* and *Vibrio harveyi* in relation to nitrogen recovery from human urine. *Environmental Science & Technology* 51, 22, 13335–13343.
88. Dereszewska, A., Cytawa, S., Tomczak-Wandzel, R., Medrzycka, K. (2015). The Effect of Anionic Surfactant Concentration on Activated Sludge Condition and Phosphate Release in Biological Treatment Plant. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1).
89. Despommier, D. (2019). Vertical farms, building a viable indoor farming model for cities. *Field Actions Science Reports*. The journal of field actions, (Special Issue 20), 68–73.
90. Diamant B.L., Humphries W.R. 1990. Past and present environmental control and life support systems on manned spacecraft. *SAE transactions*, 376–408.
91. Dirilgen, N., İnce, N. (1995). Inhibition effect of the anionic surfactant SDS on duckweed, *Lemna minor* with considerations of growth and accumulation. *Chemosphere*, 31(9), 4185–4196.
92. Djanaguiraman, M., Devi, D.D., Shanker, A.K., Sheeba, J.A., Bangarusamy, U. (2005). Selenium—an antioxidative protectant in soybean during senescence. *Plant and Soil*, 272(1), 77–86.
93. Długosz-Grochowska, O., Wojciechowska, R., Kruczek, M., Habela, A. (2017). Supplemental lighting with LEDs improves the biochemical composition of two *Valerianella locusta* (L.) cultivars. *Horticulture, Environment, and Biotechnology*, 58(5), 441–449.
94. Domingo-Ferrer, J., Torra, V. (2003). Median-based aggregation operators for prototype construction in ordinal scales. *International Journal of intelligent systems*, 18(6), 633–655.
95. Douglas, G. (2017) Risk of Performance Decrement and Crew Illness Due to an Inadequate Food System, NASA Human Research Roadmap, <https://humanresearchroadmap.nasa.gov/risks/risk.aspx?i=87>, July 27, 2017.
96. Douglas, G.L.M., Cooper, D. Bermudez-Aguirre, T. Sirmons, (2016) Evidence Report: Risk of Performance Decrement and Crew Illness Due to an Inadequate Food System, NASA, Houston, TX.

97. Dreschel, T., Nugent, M., Monje, O., Spencer, L. (2018). Hydroponics for Food Production in Space: History and Current Efforts. https://www.researchgate.net/publication/326719162_Hydroponics_for_Food_Production_in_Space_History_and_Current_Efforts.pdf [dostęp online: 02.11.2021].
98. Duan, H., Gao, S., Li, X., Ab Hamid, N. H., Jiang, G., Zheng, M., Yuan, Z. (2020). Improving wastewater management using free nitrous acid (FNA). *Water Research*, 171, 115382.
99. Dymaczewski, Z., Oleszkiewicz, J.A. i Sozański, M.M. (1997). Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział w Poznaniu.
100. Dytczak, M. (2008). Using ozonation and alternating redox potential to increase nitrogen and estrogen removal while decreasing waste activated sludge production. University of Manitoba. https://mspace.lib.umanitoba.ca/bitstream/handle/1993/3062/mdytczak_thesis_2008.pdf?sequence=1 [dostęp online: 07.12.2021].
101. Eckart, E. *Spaceflight Life Support and Biospherics*, 1 ed. Space Technology Library. Springer, Netherlands, 1996.
102. EEA (2020) The ecosystem area at risk of eutrophication and the magnitude of exceedance in each country. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exposure-of-ecosystems-to-acidification-14/assessment-2> [dostęp online: 26.11.2021].
103. El-Nakhel, C., Geelen, D., De Paepe, J., Clauwaert, P., De Pascale, S., Roupael, Y. (2021). An Appraisal of Urine Derivatives Integrated in the Nitrogen and Phosphorus Inputs of a Lettuce Soilless Cultivation System. *Sustainability*, 13(8), 4218.
104. El Yaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., Kaufmann, O. (2009). Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): a geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Applied Geochemistry*, 24(1), 16–31.
105. Eregno, F.E., Moges, M.E., Heistad, A. (2017). Treated Greywater Reuse for Hydroponic Lettuce Production in a Green Wall System: Quantitative Health Risk Assessment. *Water* 9, 454–462.
106. Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J.N., Klimont, Z., Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1.
107. Escobar, C., Nabity, J. (2017). Past, present, and future of closed human life support ecosystems-a review. 47th International Conference on Environmental Systems.
108. Etter, B., Tilley, E., Khadka, R., Udert, K.M. (2011) Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. *Water Res.*, 45, 852–862.
109. Etter, B., Udert, K.M., Gounden, T. (2015). VUNA: Valorisation of Urine Nutrients. Promoting Sanitation & Nutrient Recovery through Urine Separation. Final Project Report 2015. ETH Zurich. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/eng/projekte/vuna/doc/VUNA_Final_Report_2015.pdf [dostęp online: 21.11.2021].

110. European Commission (2014). Communication on the List of Critical Raw Materials 2014; European Commission: Brussels, Belgium.
111. European Commission (2017). Communication on the List of Critical Raw Materials 2017; European Commission: Brussels, Belgium.
112. European Union (2020). Farm to Fork Strategy: For a Fair, Healthy and Environmentally-Friendly Food System. https://ec.europa.eu/food/horizontal-topics/farm-fork-strategy_en (dostęp online: 26.11.2021).
113. Evert, M.F., Glaus-Laete, K.D., Hill, S.D., Bourland, C.T. (1992). Food provisioning considerations for long duration space missions and planet surface habitation. SAE Technical Paper.
114. Fackrell, L.E., Schroeder, P.A., Thompson, A., Stockstill-Cahill, K., Hibbitts, C.A. (2021). Development of Martian regolith and bedrock simulants: Potential and limitations of Martian regolith as an in-situ resource. *Icarus*, 354, 114055.
115. Falah, M.A.F., Wajima, T., Yasutake, D., Sago, Y., Kitano, M. (2010). Responses of root uptake to high temperature of tomato plants (*Lycopersicon esculentum* Mill.) in soil-less culture. *Journal of Agricultural Technology*, 6(3), 543–558.
116. Fallovo, C., Roupahel, Y., Rea, E., Battistelli, A., Colla, G. (2009). Nutrient solution concentration and growing season affect yield and quality of *Lactuca sativa* L. var. *acephala* in floating raft culture. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 89(10), 1682–1689.
117. Feng, D.L., Wu, Z.C. (2006). Culture of *Spirulina platensis* in human urine for biomass production and O₂ evolution. *Journal of Zhejiang University Science B*, 7(1), 34–37.
118. Feng, D., Wu, Z., Xu, S. (2008). Nitrification of human urine for its stabilization and nutrient recycling. *Bioresource technology*, 99(14), 6299–6304.
119. Finetto, C., Lobascio, C., Rapisarda, A. (2010). Concept of a Lunar FARM: Food and revitalization module. *Acta Astronautica*, 66(9-10), 1329–1340.
120. Finley, S., Barrington, S., Lyew, D. (2009). Reuse of domestic greywater for the irrigation of food crops. *Water, air, and soil pollution*, 199(1), 235–245.
121. Ford, D.L., Churchwell, R.L., Kachtick, J.W. (1980). Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2726–2746.
122. Fortson, R. E., Bledsoe, J. O., Sager, J. C. (1994). Condensate Recycling in Closed Plant Growth Chambers (No. 941543). SAE Technical Paper.
123. Foyer, C. H., Noctor, G. (2003). Redox sensing and signalling associated with reactive oxygen in chloroplasts, peroxisomes and mitochondria. *Physiologia plantarum*, 119(3), 355–364.
124. Fraústo da Silva, J.J.R., Williams, R.J.P. (1997). *The Biological Chemistry of the Elements—The Inorganic Chemistry of Life*, second ed. Oxford University Press, Oxford.

125. Fumasoli, A., Etter, B., Sterkele, B., Morgenroth, E., Udert, K.M. (2016). Operating a pilot-scale nitrification/distillation plant for complete nutrient recovery from urine. *Water Science and Technology*, 73(1), 215–222.
126. Ganesapillai, M., Simha, P., Gupta, K., Jayan, M. (2016). Nutrient Recovery and Recycling from Human Urine: A Circular Perspective on Sanitation and Food Security. *Procedia Eng.* 148, 346–353.
127. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Adams, J.L., Cook, K.L. (2000). Graywater processing in recirculating hydroponic systems: phytotoxicity, surfactant degradation, and bacterial dynamics. *Water Research*, 34(12), 3075–3086.
128. Garland, J.L., Levine, L.H., Yorio, N.C., Hummerick, M.E. (2004). Response of graywater recycling systems based on hydroponic plant growth to three classes of surfactants. *Water Research*, 38(8), 1952–1962.
129. Garland, J.L., Mackowiak, C.L., Strayer, R.F., Finger, B.W. (1997). Integration of waste processing and biomass production systems as part of the KSC Breadboard project. *Advances in Space Research*, 20(10), 1821–1826.
130. Glandon, A. (2016). Cellulose Degradation In Luteibacter: Suspected Genetic Mechanisms And Biochemical Applications. THE UNIVERSITY OF ARIZONA. <https://repository.arizona.edu/handle/10150/612981> [dostęp online: 08.02.2022].
131. Glenn, E.P., Anday, T., Chaturvedi, R., Martinez-Garcia, R., Pearlstein, S., Soliz, D., ..., Felger, R. S. (2013). Three halophytes for saline-water agriculture: An oilseed, a forage and a grain crop. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 110–121.
132. Glenn, J.C., Florescu, E. (2015). 2015-16 State of the Future. Washington DC: Millennium Project.
133. Grigoriev, A. I., Morukov, B.V., Vorobiev, D.V. (1994). Water and electrolyte studies during long-term missions onboard the space stations SALYUT and MIR. *The clinical investigator*, 72(3), 169–189.
134. Gruber, N., Galloway, J.N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 7176, 293–296.
135. Grunbaum, M., Whiz, G. (2010): Human Urine Is Shown to Be an effective Agricultural Fertilizer. *Sci. Am.* <http://www.scientificamerican.com/article/human-urine-is-an-effective-fertilizer> [dostęp online: 12.11.2021].
136. Grunditz, C., Gunnel, D. (2001). Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. *Water research*, 35(2), 433–440.
137. Gopinath, P., Vethamoni, P.I., Gomathi, M. (2017). Aeroponics soilless cultivation system for vegetable crops. *Chem. Sci. Rev. Lett*, 6, 838–849.
138. Goto, E. (1997). Environmental control for plant production in space CELSS. In *Plant Production in Closed Ecosystems* (pp. 279–296). Springer, Dordrecht.
139. Gòdia, F., Albiol, J., Perez, J., Creus, N., Cabello, F., Montras, A., Masot, A., and Lasseur, C. The MELiSSA pilot plant facility as an integration test-bed for advanced life support systems. In *Space Life*

- Sciences: Life Support Systems and Biological Systems under Influence of Physical Factors, D. L. Henninger, A. E. Drysdale, and A. V. Kondyurin, Eds., vol. 34 of *Advances in Space Research*. Pergamon-Elsevier Science Ltd, Kidlington, 2004, pp. 1483–1493.
140. Gu, S., Wang, S., Yang, Q., Yang, P., Peng, Y., 2012. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH. *Bioresour. Technol.* 112, 34–41.
141. Guo, S.S., Mao, R.X., Zhang, L.L., Tang, Y.K., Li, Y.H. (2017). Progress and prospect of research on controlled ecological life support technique. *Reach*, 6, 1–10.
142. Guo, W., Nazim, H., Liang, Z., Yang, D. (2016). Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. *The Crop Journal*, 4(2), 83–91.
143. Harper, L.D., Neal, C.R., Poynter, J., Schalkwyk, J.D., Wingo, D.R. (2016) Life support for a low-cost lunar settlement: No showstoppers. *New Space*, 4, 40.
144. He, D., Yan, Z., Sun, X., Yang, P. (2020). Leaf development and energy yield of hydroponic sweetpotato seedlings using single-node cutting as influenced by light intensity and LED spectrum. *Journal of Plant Physiology*, 254, 153274.
145. Heer, C., Kamps, N., Biener, C., Korr, C., Boerger, A., Zittermann, A., Stehle, P. (1999) Drummer, C. Calcium Metabolism in Microgravity. *Eur. J. Med. Res.* 4, 357–360.
146. Heinonen-Tanski, H., van Wijk-Sijbesma, C., 2005. Human excreta for plant production. *Bioresour. Technol.* 96, 403–411.
147. Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA publishing.
148. Hinghofer-Szalkay, H.G., König, E.M., 1992. Human nutrition under extraterrestrial conditions. *Advances in Space Biology and Medicine* 2, 131–179.
149. Hino, A., Hirai, T., Komasa, I. (1998). Te recovery of phosphorus value from incineration ashes of sewage sludge using solvent extraction. *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, 24, 277–278.
150. Hoehn, A., Scovazzo, P., Clawson, J., Geissinger, T., Kalinowski, W., Pineau, J. (2003). Design, testing and operation of porous media for dehumidification and nutrient delivery in microgravity plant growth systems (No. 2003-01-2614). SAE Technical Paper.
151. Honniball, C.I., Lucey, P.G., Li, S., Shenoy, S., Orlando, T.M., Hibbitts, C.A., Hurley, D.M., Farrell, W.M. (2021). Molecular water detected on the sunlit Moon by SOFIA. *Nature Astronomy*, 5(2), 121–127.
152. Hopson G.D., Littles J.W., Patterson W.C. (1971). Skylab Environmental Control and Life Support Systems. ASME Paper 71-AV-14, Life Support and Environmental Control Conference, San Francisco, CA, July 12-14, 1971
153. Hospido, A., i Canals, L.M., McLaren, S., Truninger, M., Edwards-Jones, G., Clift, R. (2009). The role of seasonality in lettuce consumption: a case study of environmental and social aspects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5), 381–391.

154. Hosseinzadeh, S., Bonarrigo, G., Verheust, Y., Roccaro, P., Van Hulle, S. (2017). Water reuse in closed hydroponic systems: Comparison of GAC adsorption, ion exchange and ozonation processes to treat recycled nutrient solution. *Aquacultural Engineering*, 78, 190–195.
155. Hossner, L.R., Allen, E.R. (1989). Nutrient Availability and Element Toxicity in Lunar-Derived Soils. *Lunar Base Agriculture: Soils for Plant Growth*, 85–92.
156. Höglund, C., Vinnerås, B., Stenström, T.A., Jönsson, H. (2000) Variation of chemical and microbial parameters in collection and storage tanks for source separated human urine. *J. Environ. Sci. Health A*. 35(8), 1463–1475.
157. Huang, B., Li, D.G., Huang, Y., Liu, C.T. (2018). Effects of spaceflight and simulated microgravity on microbial growth and secondary metabolism. *Military Medical Research*, 5(1), 1–14.
158. Huber, F., Garcia-Sabaté, A., Legendre, D., González-Cinca, R. (2021). Analysis of bubble management at different gravity levels by means of an acoustic field. *International Journal of Multiphase Flow*, 103733.
159. Hussain, A., Iqbal, K., Aziem, S., Mahato, P., Negi, A.K. (2014). A review on the science of growing crops without soil (soilless culture) - a novel alternative for growing crops. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 7(11), 833.
160. Ilgrande, C., Defoirdt, T., Vlaeminck, S. E., Boon, N., Clauwaert, P. (2019a). Media optimization, strain compatibility, and low-shear modeled microgravity exposure of synthetic microbial communities for urine nitrification in regenerative life-support systems. *Astrobiology*, 19(11), 1353–1362.
161. Ilgrande, C., Mastroleo, F., Christiaens, M. E., Lindeboom, R. E., Prat, D., Van Hoey, O., Ambrozova, I., Coninx, I., Heylen, W., Pommerening-Roser, W., Spieck, E., Boon, N., Vlaeminck, S.E., Leys, N., Clauwaert, P. (2019b). Reactivation of microbial strains and synthetic communities after a spaceflight to the International Space Station: corroborating the feasibility of essential conversions in the melissa loop. *Astrobiology*, 19(9), 1167–1176.
162. Iturbe-Ormaetxe, I., Morán, J.F., Arrese-Igor, C., Gogorcena, Y., Klucas, R.V., Becana, M. (1995). Activated oxygen and antioxidant defences in iron-deficient pea plants. *Plant, Cell & Environment*, 18(4), 421–429.
163. Jan, S., Rashid, Z., Ahngar, T.A., Iqbal, S., Naikoo, N.A., Majeed, S. (2020). Hydroponics: A review. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 9:1779–1787.
164. Jelali, N., Beyrouthy, M. E., Dell'orto, M., Gharsalli, M., Mnif, W. (2013). Effects of Fe Deficiency on Organic Acid Metabolism in *Pisum sativum* Roots. *Advances in Crop Science and Technology* 1, 1.
165. Jenkins, D.R. (2001). *Space Shuttle: The History of the National Space Transportation System: The First 100 Missions*. Specialty Press, Midland.
166. Jeong, D., Cho, K., Lee, C. H., Lee, S., Bae, H. (2018). Effects of salinity on nitrification efficiency and bacterial community structure in a nitrifying osmotic membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, 73, 132–141.

167. Jeong, D., Lee, C. H., Lee, S., Bae, H. (2020). Nitrification stability and membrane performance under different water permeation intensity of an osmotic membrane bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 150, 104962.
168. Jiang, F., Chen, Y., Mackey, H.R., Chen, G.H., Van Loosdrecht, M.C.M. (2011). Urine nitrification and sewer discharge to realize in-sewer denitrification to simplify sewage treatment in Hong Kong. *Water Science and Technology*, 64(3), 618–626.
169. Jones Jr, J.B. (2014). *Complete guide for growing plants hydroponically*. CRC Press. Taylor & Francis Group 6000 Broken Sound Parkway NW, Suite 300 Boca Raton, FL 33487-2742. ISBN-13: 978-1-4398-7669-5.
170. Jones H.W., Kliss M.H. 2010. Exploration life support technology challenges for the Crew Exploration Vehicle and future human missions, *Advances in Space Research*, 45: 917–928.
171. Jönsson, H., Stenström, T.A., Svensson, J., Sundin, A. (1997). Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. *Water Sci. Technol.* 35(9), 145–152.
172. Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. *Urban Water*, Report 2005:6, Chalmers University of Technology. Source: <https://www.iea.lth.se/publications/Reports/LTH-IEA-7222.pdf> [dostęp online: 20.10.2021].
173. Kabała, K., Zboińska, M., Głowiak, D., Reda, M., Jakubowska, D., Janicka, M. (2019). Interaction between the signaling molecules hydrogen sulfide and hydrogen peroxide and their role in vacuolar H⁺-ATPase regulation in cadmium-stressed cucumber roots. *Physiologia plantarum*, 166(2), 688–704.
174. Kalaji, H.M., Bąba, W., Gediga, K., Goltsev, V., Samborska, I.A., Cetner, M.D., Dimitrova, S., Piszcz, U., Bielecki, K., Karmowska, K., Dankoy, K., Kompała-Bąba, A. (2018). Chlorophyll fluorescence as a tool for nutrient status identification in rapeseed plants. *Photosynthesis research*, 136(3), 329–343.
175. Karak, T., Bhattacharyya, P., 2011. Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 400–408.
176. Karray, F., Mezghani, M., Mhiri, N., Djelassi, B., Sayadi, S. (2016). Scale-down studies of membrane bioreactor degrading anionic surfactants wastewater: Isolation of new anionic-surfactant degrading bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 114, 14–23.
177. Kemacheevakul, P., Polprasert, C., Shimizu, Y. 2011. Phosphorus recovery from human urine and anaerobically treated wastewater through pH adjustment and chemical precipitation. *Environ. Technol.* 2011, 32, 693–698.
178. Keuter, V., Deck, S., Giesenkamp, H., Gonglach, D., Katayama, V. T., Liesegang, S., ... Ulbrich, A. (2021). Significance and Vision of Nutrient Recovery for Sustainable City Food Systems in Germany by 2050. *Sustainability*, 13(19), 10772.

179. Kim, M.J., Ciani, S., Schachtman, D.P. (2010). A peroxidase contributes to ROS production during Arabidopsis root response to potassium deficiency. *Molecular plant*, 3(2), 420–427.
180. Kleiber, T., Krzesinski, W., Przygocka-Cyna, K., Spizewski, T. (2015). The response of hydroponically grown lettuce under Mn stress to differentiated application of silica sol. *Journal of Elementology*, 20(3).
181. Komosa, A., Kleiber, T., Markiewicz, B. (2014). The effect of nutrient solutions on yield and macronutrient status of greenhouse tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) grown in aeroponic and rockwool culture with or without recirculation of nutrient solution. *Acta Scientiarum Polonorum-Hortorum Cultus*, 13(2), 163–177.
182. Koops, H.P., Bottcher, B., Moller, U.C., Pommereningroser, A., and Stehr, G. Classification of 8 new species of ammonia-oxidizing bacteria - *Nitrosomonas communis* sp. nov., *Nitrosomonas ureae* sp. nov., *Nitrosomonas aestuarii* sp. nov., *Nitrosomonas marina* sp. nov., *Nitrosomonas nitrosa* sp. nov., *Nitrosomonas eutropha* sp. nov., *Nitrosomonas oligotropha* sp. nov. and *Nitrosomonas halophila* sp. nov. *Journal of General Microbiology* 137 (1991), 1689–1699.
183. Koops, H.P., Pommerening-Röser, A. (2015). The lithoautotrophic ammonia-oxidizing bacteria. *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*, 1-17.
184. Kounaves, S.P., Chaniotakis, N.A., Chevrier, V.F., Carrier, B.L., Folds, K.E., Hansen, V.M., Weber, A.W. (2014). Identification of the perchlorate parent salts at the Phoenix Mars landing site and possible implications. *Icarus*, 232, 226–231.
185. Kozik, E., Tyksiński, W., Komosa, A. (2008). Effect of chelated and mineral forms of micronutrients on their content in leaves and the yield of lettuce. Part I. Manganese. *Acta Sci Pol Hortorum Cultus*, 7(1), 73–82.
186. Kristensen, H.G., Jørgensen, E.P., Henze, M. (1992). Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. *Water Science and Technology*, 25(6), 43–57.
187. Kuhn, N. (2014). *Experiments in Reduced Gravity: Sediment Settling on Mars*. Elsevier.
188. Kumar, R.R., Cho, J.Y. (2014). Reuse of hydroponic waste solution. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(16), 9569–9577.
189. Larsen, T.A., Gruendl, H., Binz, C. (2021). The potential contribution of urine source separation to the SDG agenda—a review of the progress so far and future development options. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7(7), 1161–1176.
190. Layzell, D.B., LaRue, T.A. (1982). Modeling C and N transport to developing soybean fruits. *Plant Physiology*, 70(5), 1290–1298.
191. Ledezma, P., Kuntke, P., Buisman, C.J.N., Keller, J., Freguia, S. (2015). Source-separated urine opens golden opportunities for microbial electrochemical technologies. *Trends in Biotechnology* 33(4), 214–220

192. Lee, J.G., Lee, B.Y., Lee, H.J. (2006). Accumulation of phytotoxic organic acids in reused nutrient solution during hydroponic cultivation of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Scientia Horticulturae*, 110(2), 119–128.
193. Leibar-Porcel, E., McAinsh, M.R., Dodd, I.C. (2020). Elevated Root-Zone Dissolved Inorganic Carbon Alters Plant Nutrition of Lettuce and Pepper Grown Hydroponically and Aeroponically. *Agronomy*, 10(3), 403.
194. Lentner, C., Lentner, C., Wink, A. (1981). Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition. Geigy Scientific Tables. Ciba-Geigy, Basel.
195. Li, Q., Li, X., Tang, B., Gu, M. (2018). Growth responses and root characteristics of lettuce grown in aeroponics, hydroponics, and substrate culture. *Horticulturae*, 4(4), 35.
196. Li, H., Wu, S., Yang, C. (2020). Performance and biomass characteristics of SBRs treating high-salinity wastewater at presence of anionic surfactants. *International journal of environmental research and public health*, 17(8), 2689.
197. Liakopoulos, V., Leivaditis, K., Eleftheriadis, T., Dombros, N. The kidney in space. *Int. Urol. Nephrol.* 2012, 44, 1893–1901.
198. Liberti, L., Boari, G., Petruzzelli, D., Passino, R. (1981). Nutrient removal and recovery from wastewater by ion exchange. *Water Research*, 15, 337–342.
199. Lichtenthaler, H.K., Wellburn, A.R. (1983). Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions* 11 (5): 591–592.
200. Lindeboom, R. E. F., De Paepe, J., Vanoppen, M., Alonso-Fariñas, B., Coessens, W., Alloul, A., Vlaeminck, S. E. (2020). A five-stage treatment train for water recovery from urine and shower water for long-term human Space missions. *Desalination*, 495, 114634.
201. Linke, D. (2009). Detergents: an overview. *Methods in enzymology*, 463, 603–617.
202. Liu, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Peng, L., Wang, D., Ni, B. (2019). The roles of free ammonia (FA) in biological wastewater treatment processes: A review. *Environment international*, 123, 10–19.
203. Liu, N., Wu, Z. (2018). Growth and antioxidant response in *Ceratophyllum demersum* L. under sodium dodecyl sulfate (SDS), phenol and joint stress. *Ecotoxicology and environmental safety*, 163, 188–195.
204. Liwarska-Bizukojc, E., Bizukojc, M. (2005). Digital image analysis to estimate the influence of sodium dodecyl sulphate on activated sludge flocs. *Process Biochemistry*, 40(6), 2067–2072.
205. Liwarska-Bizukojc, E., Bizukojc, M. (2006). Effect of selected anionic surfactants on activated sludge flocs. *enzyme and microbial technology*, 39(4), 660–668.
206. López-Millán, A.F., Grusak, M.A., Abadía, A., Abadía, J. (2013). Iron deficiency in plants: an insight from proteomic approaches. *Frontiers in plant science*, 4, 254.
207. Lu, Q., He, Z.L., Graetz, D.A., Stoffella, P.J., Yang, X. (2011). Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18(6), 978–986.

208. Luo, J., Lian, Z., Yan, X. (1993). Urea transformation and the adaptability of three leafy vegetables to urea as a source of nitrogen in hydroponic culture. *Journal of plant nutrition*, 16(5), 797–812.
209. Lutwak L., Whedon G.D., Lachance P.A., Reid J.A., Lipscomb H.S. (1969). Mineral, Electrolyte and Nitrogen Balance Studies of the Gemini-VII Fourteen-Day Orbital Space Flight. *Metabolic Studies in space flight*, 29: 1140–1156.
210. Mackey, H. R., Morito, G. R., Hao, T., Chen, G. H. (2016). Pursuit of urine nitrifying granular sludge for decentralised nitrite production and sewer gas control. *Chemical Engineering Journal*, 289, 17–27.
211. Mahaffy, P.R., Webster, C.R., Atreya, S.K., Franz, H., Wong, M., Conrad, P.G., Gasnault, O. (2013). Abundance and isotopic composition of gases in the Martian atmosphere from the Curiosity rover. *Science*, 341(6143), 263–266.
212. Malej, J. (1999). Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem cyrkulacyjnych komór osadu czynnego, wybrane zagadnienia technologiczne i zasady wymiarowania. PZI I TS, Poznań.
213. Mampholo, B.M., Maboko, M.M., Soundy, P., Sivakumar, D. (2016). Phytochemicals and overall quality of leafy lettuce (*Lactuca sativa* L.) varieties grown in closed hydroponic system. *Journal of Food Quality*, 39(6), 805–815.
214. Manousaki, E., Psillakis, E., Kalogerakis, N., Mantzavinos, D. (2004). Degradation of sodium dodecylbenzene sulfonate in water by ultrasonic irradiation. *Water Research*, 38(17), 3751–3759.
215. Marschner, H. (2011). Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic press.
216. Mara, D., Evans, B. (2018). The sanitation and hygiene targets of the sustainable development goals: scope and challenges. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(1), 1–16.
217. Massa, G.D., Dufour, N.F., Carver, J.A., Hummerick, M.E., Wheeler, R.M., Morrow, R.C., Smith, T.M. (2017). VEG-01: Veggie hardware validation testing on the International Space Station. *Open Agriculture*, 2(1), 33–41.
218. Massa, G.D., Wheeler, R.M., Stutte, G.W., Richards, J.T., Spencer, L.E., Hummerick, M.E., Douglas, G.L., Sirmons, T. (2015). Selection of leafy green vegetable varieties for a pick-and-eat diet supplement on ISS. 45th International Conference on Environmental Systems.
219. Mauerer, M., Schubert, D., Zabel, P., Bamsey, M., Kohlberg, E., Mengedoht, D. (2016). Initial survey on fresh fruit and vegetable preferences of Neumayer Station crew members: Input to crop selection and psychological benefits of space-based plant production systems. *Open Agriculture*, 1(1).
220. Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A. (2006). Treatment processes for source-separated urine. *Water research*, 40(17), 3151–3166.
221. Mazzetti, A., Pret, M.G., Pinarello, G., Celotti, L., Piskacev, M., Cowley, A. (2019). Heat to electricity conversion systems for moon exploration scenarios: A review of space and ground technologies. *Acta Astronautica*, 156, 162–186.

222. McAllister F.A. (1972). Apollo Experience Report – Crew Provisions and Equipment Subsystem. Technical Note TN D-6737.
223. McAvoy, D.C., Dyer, S.D., Fendinger, N.J., Eckhoff, W.S., Lawrence, D.L., Begley, W.M. (1998). Removal of alcohol ethoxylates, alkyl ethoxylate sulfates, and linear alkylbenzene sulfonates in wastewater treatment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17(9), 1705-1711.
224. McConville, J.R., Kvarnström, E., Jönsson, H., Kärrman, E., Johansson, M. (2017). Source separation: challenges & opportunities for transition in the Swedish wastewater sector. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 144–156.
225. MCGARRY, M.G., TONGKASAME, C., MCGARRY, A.G. (1971). Water reclamation and algae harvesting. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 43, 824–835.
226. Meinzinger, F., Oldenburg, M. (2009). Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water Sci. Technol.*, 59(9), 1785–1791.
227. Mencik, A., Catalàn, G. (2021). Automatic vegetable growing for future long-term space missions. https://nanostarproject.eu/wp-content/uploads/2020/10/ISAE_Automatic-Vegetable-Growing-for-Future-Long-term-Space-Missions-1.pdf [dostęp online: 02.11.2021].
228. Miele, A., Wang, T. (1999). Optimal transfers from an Earth orbit to a Mars orbit. *Acta Astronautica*, 45(3), 119–133.
229. Miller, R.L., Bradford, W.L., Peters, N.E. (1988). Specific conductance: Theoretical considerations and application to analytical quality control. Denver
230. Ming, D.W. (1989). Manufactured soils for plant growth at a lunar base. *Lunar base agriculture: soils for plant growth*, 93–105.
231. Ming, D.W., Henninger, D.L. (1994). Use of lunar regolith as a substrate for plant growth. *Advances in Space Research*, 14(11), 435–443.
232. Misra, R.K., Patel, J.H., Baxi, V.R. (2010). Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato. *Journal of Hydrology* 386(1-4), 95–102.
233. Miyazawa, Y., Hikosaka, S., Goto, E., Aoki, T. (2008). Effects of light conditions and air temperature on the growth of everbearing strawberry during the vegetative stage. In *VI International Strawberry Symposium* 842, 817–820.
234. Mobley, H.L., Hausinger, R.P. (1989). Microbial ureases: significance, regulation, and molecular characterization. *Microbiological reviews* 53, 1, 85–108.
235. Molassiotis, A., Tanou, G., Diamantidis, G., Patakas, A., Therios, I. (2006). Effects of 4-month Fe deficiency exposure on Fe reduction mechanism, photosynthetic gas exchange, chlorophyll fluorescence and antioxidant defense in two peach rootstocks differing in Fe deficiency tolerance. *Journal of Plant Physiology*, 163(2), 176–185.

236. Monje, O., Dreschel, T., Nugent, M.R., Hummerick, M.E., Dreschel, T.W., Spencer, L., Romeyn, M., Massa, G.I., Wheeler, R.M., Fritsche, R. (2019, July). New Frontiers in Food Production Beyond LEO. 49th International Conference on Environmental Systems. <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/20190027339/downloads/20190027339.pdf> [dostęp online: 02.11.2021].
237. Monje, O., Stutte, G.W., Goins, G.D., Porterfield, D.M., Bingham, G.E. (2003). Farming in space: environmental and biophysical concerns. *Advances in Space Research*, 31(1), 151–167.
238. Morgan, L. (1998). The pH factor in hydroponics. Coconut fiber. *Growing Edge* 9 (4): 25–33.
239. Moussa, M.S., Sumanasekera, D.U., Ibrahim, S.H., Lubberding, H.J., Hooijmans, C.M., Gijzen, H.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2006). Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers. *Water research*, 40(7), 1377–1388.
240. Muirhead, D., Carter, D. (2018). Dimethylsilanediol (DMSD) source assessment and mitigation on ISS: Estimated contributions from personal hygiene products containing volatile methyl siloxanes (VMS). 48th International Conference on Environmental Systems.
241. Muirhead, D., Carter, D.L., Williamson, J. (2018). Preventing precipitation in the ISS urine processor. 48th International Conference on Environmental Systems, Albuquerque, New Mexico.
242. Mungray, A.K., Kumar, P. (2009). Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: a review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(8), 981–987.
243. NASA, 2006: Space Program Operations Contract Environmental Control and Life Support System ECLSS 21002. October 23, 2006. https://www.nasa.gov/centers/johnson/pdf/383445main_eclss_21002.pdf [dostęp online: 21.10.2021].
244. NASA. Technology Roadmaps: Human Health, Life Support, and Habitation Systems; National Aeronautics and Space Administration: Washington, DC, USA, 2015.
245. NASA, 2010. www.archive.org/details/sl3-108-1295. [dostęp online: 08.02.2022].
246. Nelson, M., Pechurkin, N.S., Allen, J.P., Somova, L.A., Gitelson, J.I. (2010). Closed ecological systems, space life support and biospherics. In *Environmental Biotechnology* (pp. 517–565). Humana Press, Totowa, NJ.
247. Noulas, C., Tziouvalekas, M., Karyotis, T. (2018). Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 49, 252–260.
248. Nxawe, S., Laubscher, C.P., Ndakidemi, P.A. (2009). Effect of regulated irrigation water temperature on hydroponics production of spinach (*Spinacia oleracea* L.). *African Journal of Agricultural Research*, 4(12), 1442–1446.
249. Oren, A. (1999). Bioenergetic aspects of halophilism. *Microbiology and molecular biology reviews*, 63(2), 334–348.
250. Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., Weinberg, D. (2014). Greywater use in Israel and worldwide: standards and prospects. *Water Research*, 58, 92–101.

251. Oosterhuis, M., van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrification of urine for H₂S control in pressure sewers. *Water Pract. Technol.* 4.
252. Othman, M. Z., Ding, L., Jiao, Y. (2010). Effect of anionic and non-ionic surfactants on activated sludge oxygen uptake rate and nitrification. *Int. J. Civil Environ. Eng.* 2(4), 196.
253. Panja, S., Adams, D.J. (2021). Urea-urease reaction in controlling properties of supramolecular hydrogels: pros and cons. *Chemistry: A European Journal.* 27, 8928–8939
254. Paradiso, R. De Pascale, S. (2021) Bioregenerative systems to sustain human life in Space: the research on higher plants, *Italus Hortus*, 28(2), 1–21.
255. Park, S., Bae, W. (2009). Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid. *Process Biochemistry*, 44(6), 631–640.
256. Park, S., Bae, W., Chung, J. i Baek S.Ch. (2007). Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. *Process Biochem.*, 42, 1671–1676.
257. Patel, A., Mungray, A.A., Mungray, A.K. (2020). Technologies for the recovery of nutrients, water and energy from human urine: A review. *Chemosphere*, 259, 127372.
258. Patel, M., Rangani, J., Kumari, A., Parida, A.K. (2020). Mineral nutrient homeostasis, photosynthetic performance, and modulations of antioxidative defense components in two contrasting genotypes of *Arachis hypogaea* L.(peanut) for mitigation of nitrogen and/or phosphorus starvation. *Journal of Biotechnology*, 323, 136–158.
259. Petrik, M. (1954). Utilization of night-soil, sewage, and sewage sludge in agriculture. *Bulletin of the World Health Organization*, 10(2), 207.
260. Phinyo, M., Kapud, J., Inyawilert, W. (2019). The utilization of charcoal from agricultural residual waste materials in nitrification from hybrid catfish cultured water. *International Journal of Agricultural Technology*, 15(5), 735–746.
261. Pickett, M.T., Roberson, L.B., Calabria, J.L., Bullard, T.J., Turner, G., Yeh, D.H. (2020). Regenerative water purification for space applications: Needs, challenges, and technologies towards 'closing the loop'. *Life sciences in space research*, 24, 64–82.
262. Pietrzyk, R.A., Jones, J.A., Sams, C.F., Whitson, P.A. (2007). Renal Stone Formation among Astronauts. *Aviat. Space Environ. Med.* 78, A9–A13.
263. Poughon, L., Farges, B., Dussap, C.G., Godia, F., Lasseur, C. (2009). Simulation of the MELiSSA closed loop system as a tool to define its integration strategy. *Advances in Space Research*, 44(12), 1392–1403.
264. Poulet, L., Fontaine, J.P., Dussap, C.G. (2016). Plant's response to space environment: a comprehensive review including mechanistic modelling for future space gardeners. *Botany Letters*, 163(3), 337–347.

265. Pradhan, S.K., Holopainen, J.K., Heinonen-Tanski, H. (2009). Stored human urine supplemented with wood ash as fertiliser in tomato (*Solanum lycopersicum*) cultivation and its impacts on fruit yield and quality. *J. Agr. Food Chem.* 57, 7612–7617.
266. Prakash, S., Singh, R., Kumari, A.R., Srivastava, A.K. (2020). Role of Hydroponics towards quality vegetable production: an overview. *Int. J Curr. Microbiol. App. Sci.* 10:252–259.
267. Pronk, W., Kone, D. (2009). Options for urine treatment in developing countries. *Desalination* 248, 360–368.
268. Pruitt, J.M., Carter, L., Bagdigian, R.M., Kayatin, M.J. (2015). Upgrades to the ISS Water Recovery System. In *Proceedings of the 45th International Conference on Environmental Systems*, Washington, DC, USA, 12 May 2015.
269. Putnam, D.F. (1971). Composition and concentrative properties of human urine (No. NASA-CR-1802). NASA. <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19710023044/downloads/19710023044.pdf> [dostęp online: 20.11.2021].
270. Qian, W., Peng, Y., Li, X., Zhang, Q., Ma, B., (2017). The inhibitory effects of free ammonia on ammonia oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria under anaerobic condition. *Bioresour. Technol.* 243, 1247–1250.
271. Ranieri, A., Castagna, A., Baldan, B., Sebastiani, L., Soldatini, G.F. (2003). H₂O₂ accumulation in sunflower leaves as a consequence of iron deprivation. *Journal of plant nutrition*, 26(10-11), 2187–2196.
272. Raper, E., Fisher, R., Anderson, D. R., Stephenson, T., Soares, A. (2018). Alkalinity and external carbon requirements for denitrification-nitrification of coke wastewater. *Environmental technology*, 39(17), 2266–2277.
273. Raven, J.A. (1988). Acquisition of nitrogen by the shoots of land plants: its occurrence and implications for acid-base regulation. *New Phytologist*, 109(1), 1–20.
274. Raven, J.A., Smith, F.A. (1976). Nitrogen assimilation and transport in vascular land plants in relation to intracellular pH regulation. *New Phytologist*, 76(3), 415–431.
275. Ray, H., Saetta, D., Boyer, T.H. (2018). Characterization of urea hydrolysis in fresh human urine and inhibition by chemical addition. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(1), 87–98.
276. Reda, M. (2015). Response of nitrate reductase activity and NIA genes expression in roots of *Arabidopsis hxx1* mutant treated with selected carbon and nitrogen metabolites. *Plant Science*, 230, 51–58.
277. Reichman, S.M., Wightwick, A.M. (2013). Impacts of standard and ‘low environmental impact’ greywater irrigation on soil and plant nutrients and ecology. *Applied soil ecology*, 72, 195–202.
278. Resh, H.M. (2013). *Hydroponic Food Production: A Definitive Guidebook for the Advanced Home Gardener and the Commercial Hydroponic Grower*. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, USA, 1–560.

279. Ríos, J.J., Blasco, B., Cervilla, L.M., Rosales, M.A., Sanchez-Rodriguez, E., Romero, L., Ruiz, J.M. (2009). Production and detoxification of H₂O₂ in lettuce plants exposed to selenium. *Annals of Applied Biology*, 154(1), 107–116.
280. Rockefeller, A.A. (1998). Civilization and sludge: Notes on the history of the management of human excreta. 9, 3–18, <https://www.tandfonline.com/action/showCitFormats?doi=10.1080/10455759809358806>. [dostęp online: 20.11.2021].
281. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 7263, 472–475.
282. Rietra, R.P., Heinen, M., Dimkpa, C.O., Bindraban, P.S. (2017). Effects of nutrient antagonism and synergism on yield and fertilizer use efficiency. *Communications in soil science and plant analysis*, 48(16), 1895–1920.
283. Rodriguez-Sanchez, A., Leyva-Diaz, J.C., Muñoz-Palazon, B., Gonzalez-Lopez, J., Poyatos, J.M. (2019). Effect of variable salinity wastewater on performance and kinetics of membrane-based bioreactors. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 94(10), 3236–3250.
284. Roobeek, A. White Paper on Vertical Horticulture International Overview of Vertical Horticultural Projects, 1st ed.; MeetingMoreMinds: Amsterdam, The Netherlands, 2018; pp. 1–23. <https://www.grwnxt.com/wp-content/uploads/2018/11/180718-MMM-White-Paper-Vertical-Horticulture.compressed.pdf> [dostęp online: 26.11.2021].
285. Roosta, H.R. (2011). Interaction between water alkalinity and nutrient solution pH on the vegetative growth, chlorophyll fluorescence and leaf magnesium, iron, manganese, and zinc concentrations in lettuce. *Journal of Plant Nutrition*, 34(5), 717–731.
286. Roosta, H.R., Hamidpour, M. (2011). Effects of foliar application of some macro-and micro-nutrients on tomato plants in aquaponic and hydroponic systems. *Scientia Horticulturae*, 129(3), 396–402.
287. Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G. i Chamy, R. (2006). Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. *Bioresource Technol.*, 97, 330–335.
288. Saetta, D., Boyer, T.H. (2017). Mimicking and inhibiting urea hydrolysis in nonwater urinals. *Environmental science & technology*, 51(23), 13850–13858.
289. Sahin, S., Kısa, D., Göksu, F., Geboloğlu, N. (2017). Effects of boron applications on the physiology and yield of lettuce. *Annual Research & Review in Biology*, 1–7.
290. Salisbury, F.B., Gitelson, J.I., Lisovsky, G.M. (1997). Bios-3: Siberian experiments in bioregenerative life support. *BioScience*, 47(9), 575–585.

291. Salukazana, L., Jackson, S., Rodda, N., Smith, M., Gounden, T., McLeod, N., Buckley, C. (2005). Re-use of greywater for agricultural irrigation. Paper presented at the 3rd International Conference of Ecological Sanitation, 23–26 May 2005, Durban, South Africa
292. Santomartino, R., Waajen, A. C., De Wit, W., Nicholson, N., Parmitano, L., Loudon, C. M., ... Cockell, C. S. (2020). No effect of microgravity and simulated Mars gravity on final bacterial cell concentrations on the International Space Station: applications to space bioproduction. *Frontiers in microbiology*, 11.
293. Sairam, R.K., Rao, K.V., Srivastava, G.C. (2002). Differential response of wheat genotypes to long term salinity stress in relation to oxidative stress, antioxidant activity and osmolyte concentration. *Plant science*, 163(5), 1037–1046.
294. Savvas, D., Passam, H. C., Olympios, C., Nasi, E., Moustaka, E., Mantzos, N., Barouchas, P. (2006). Effects of ammonium nitrogen on lettuce grown on pumice in a closed hydroponic system. *HortScience*, 41(7), 1667–1673.
295. Savvas, D., Karagianni, V., Kotsiras, A., Demopoulos, V., Karkamisi, I., Pakou, P. (2003). Interactions between ammonium and pH of the nutrient solution supplied to gerbera (*Gerbera jamesonii*) grown in pumice. *Plant and soil*, 254(2), 393–402.
296. Sawadogo, B., Sou, M., Hijikata, N., Sangare, D., Maiga, A.H., Funamizu, N. (2014). Effect of detergents from grey water on irrigated plants: case of okra (*Abelmoschus esculentus*) and lettuce (*Lactuca sativa*). *Journal of Arid Land* 24, 117–120.
297. Schaum, C., Lensch, D., Cornel, P. (2015). Water reuse and reclamation: a contribution to energy efficiency in the water cycle. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 5(2), 83–94.
298. Schneider, V., Oganov, V., LeBlanc, A., Rakmonov, A., Taggart, L., Bakulin, A., Huntoon, C., Grigoriev, A., Varonin, L. (1995). Bone and body mass changes during space flight. *Acta Astronaut.* 36, 463–466.
299. Schneider, W., Perry, J., Broyan, J., Macatangay, A., McKinley, M., Meyer, C., Gatens, R. (2020, July). NASA Environmental Control and Life Support Technology Development and Maturation for Exploration: 2019 to 2020 Overview. 2020 International Conference on Environmental Systems.
300. Schouw, N.L., Danteravanich, S., Mosbaek, H., Tjell, J.C. (2002). Composition of human excreta—A case study from Southern Thailand. *Sci. Total Environ.* 286(1–3), 155–166.
301. Schuerger, A.C., Ming, D.W., Newsom, H.E., Ferl, R.J., McKay, C.P. (2002). Near-term lander experiments for growing plants on Mars: requirements for information on chemical and physical properties of Mars regolith. *Life Support & Biosphere Science*, 8(3-4), 137–147.
302. Sharma, N., Acharya, S., Kumar, K., Singh, N., Chaurasia, O.P. (2018). Hydroponics as an advanced technique for vegetable production: An overview. *J. Soil Water Conserv.* 17:364–371.
303. Sharvelle, S., Banks, M.K., Maloney, E. (2004). Surfactant biodegradation for application to advanced life support water recycling systems (No. 2004-01-2513). SAE Technical Paper.

304. Shi, Q., Pang, J., Yong, J.W.H., Bai, C., Pereira, C.G., Song, Q., Wu, D., Dong, Q., Cheng, X., Wang, F., Zheng, J., Liu, Y., Lambers, H. (2020). Phosphorus-fertilisation has differential effects on leaf growth and photosynthetic capacity of *Arachis hypogaea* L. *Plant and Soil*, 447(1), 99–116.
305. Shin, R., Berg, R.H., Schachtman, D.P. (2005). Reactive oxygen species and root hairs in *Arabidopsis* root response to nitrogen, phosphorus and potassium deficiency. *Plant and Cell Physiology*, 46(8), 1350–1357.
306. Shrivastava, P., Kumar, R. (2015). Soil salinity: A serious environmental issue and plant growth promoting bacteria as one of the tools for its alleviation. *Saudi journal of biological sciences*, 22(2), 123–131.
307. Silverstein, J., Brion, G.M., Barkley, R., Dunham, A., Hurst, C., Todd, P., Schulz, J., (1994). Contaminant accumulation in space water recycle systems. *Acta Astronaut.* 33, 317–338.
308. Simon, E. W. (1978). The symptoms of calcium deficiency in plants. *New phytologist*, 80(1), 1–15.
309. Singer, S.M., Hamza, A.E., El-Samad, E.H.A., Sawan, O.M., El-Behairy, U.A., Abou-Hadid, A.F. (2015). Growth, yield and mineral contents of lettuce cultivars grown in nutrient film technique (NFT) at different transplanting dates. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 6(1), 172–183.
310. Smith, S.M., Wastney, M.E., O'Brien, K.O., Morukov, B.V., Larina, I.M., Abrams, S.A., Davis-Street, J.E., Oganov, V., Shackelford, L.C. (2005) Bone Markers, Calcium Metabolism, and Calcium Kinetics During Extended-Duration Space Flight on the Mir Space Station. *J. Bone Miner. Res.* 20, 208–218.
311. Smoleń, S., Kowalska, I., Czernicka, M., Halka, M., Kęska, K., Sady, W. (2016). Iodine and selenium biofortification with additional application of salicylic acid affects yield, selected molecular parameters and chemical composition of lettuce plants (*Lactuca sativa* L. var. *capitata*). *Frontiers in Plant Science*, 7, 1553.
312. Spanjers H. (1999): *Respirometry in control of the activated sludge process*. *Water Science Technology* Vol. 34.
313. Spanjers H., Vanrolleghem P. (1995): *Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge*. *Water Science and Technology* Vol. 31, Issue 2.
314. SpaceX, 2021 <https://www.spacex.com/falcon-heavy>. [dostęp online: 21.10.2021].
315. Srivani, P., Manjula, S. H. (2019, December). A Controlled Environment Agriculture with Hydroponics: Variants, Parameters, Methodologies and Challenges for Smart Farming. In 2019 Fifteenth International Conference on Information Processing (ICINPRO) (pp. 1-8). IEEE.
316. Straub, J. E., Plumlee, D. K., Gazda, D. B., Wallace, W. T. (2016, July). Chemical characterization and identification of organosilicon contaminants in ISS potable water. 46th International Conference on Environmental Systems.

317. Sui, Q., Liu, C., Zhang, J., Dong, H., Zhu, Z., Wang, Y. (2016). Response of nitrite accumulation and microbial community to free ammonia and dissolved oxygen treatment of high ammonium wastewater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 100, 4177–4187.
318. Sun, H. W., Bai, Y., Peng, Y. Z., Xie, H. G., Shi, X. N. (2013). Achieving nitrogen removal via nitrite pathway from urban landfill leachate using the synergetic inhibition of free ammonia and free nitrous acid on nitrifying bacteria activity. *Water science and technology*, 68(9), 2035-2041.
319. Sun, F.Y., Dong, W.Y., Shao, M.F., Li, J., Peng, L.Y. (2012a). Stabilization of source-separated urine by biological nitrification process: treatment performance and nitrite accumulation. *Water Science and Technology*, 66(7), 1491–1497.
320. Sun, F.Y., Yang, Y.J., Dong, W.Y., Li, J. (2012b). Granulation of nitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for biological stabilisation of source-separated urine. *Applied biochemistry and biotechnology*, 166(8), 2114–2126.
321. Surmacz-Górska, J. (2010). Nitryfikacja w procesach oczyszczania wybranych wód odpadowych i ścieków. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska, Monografie nr. 78, Lublin 2010.
322. Swain, A., Chatterjee, S., Viswanath, M., Roy, A., Biswas, A. (2021). Hydroponics in vegetable crops: A review. *The Pharma Innovation Journal* 10(6): 629–634.
323. Tako, Y., Tsuga, S., Tani, T., Arai, R., Komatsubara, O., Shinohara, M. (2008). One-week habitation of two humans in an airtight facility with two goats and 23 crops—Analysis of carbon, oxygen, and water circulation. *Advances in Space Research*, 41(5), 714–724.
324. Tan, X. W., Ikeda, H., Oda, M. (2000). The absorption, translocation, and assimilation of urea, nitrate or ammonium in tomato plants at different plant growth stages in hydroponic culture. *Scientia Horticulturae*, 84(3-4), 275–283.
325. Tao, W., Bayrakdar, A., Wang, Y., Agyeman, F. (2019). Three-stage treatment for nitrogen and phosphorus recovery from human urine: Hydrolysis, precipitation and vacuum stripping. *Journal of environmental management*, 249, 109435.
326. Taylor, E.N., Curhan, G.C. (2006). Body size and 24-hour urine composition. *Am. J. Kidney Dis.* 48(6), 905–915.
327. Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H.D. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse* (No. 628.3 T252s). Boston, US: McGraw-Hill Higher Education.
328. Thakulla, D., Dunn, B., Hu, B., Goad, C., Maness, N. (2021). Nutrient Solution Temperature Affects Growth and Brix Parameters of Seventeen Lettuce Cultivars Grown in an NFT Hydroponic System. *Horticulturae*, 7(9), 321.
329. Tikhomirov, A.A., Ushakova, S.A., Velichko, V.V., Trifonov, S.V., Tikhomirova, N.A., Kalacheva, G.S. (2018). A small closed ecosystem with an estimated portion of human metabolism. *Life Sciences in Space Research*, 19, 63–67.

330. Tilley, E., Atwater, J., Mavinic, D. (2008). Recovery of struvite from stored human urine. *Environ. Technol.* 29(7), 797–806.
331. Touliatos, D., Dodd, I.C., McAinsh, M. (2016). Vertical farming increases lettuce yield per unit area compared to conventional horizontal hydroponics. *Food and energy security*, 5(3), 184–191.
332. Trémolières, J., Bonfilis, S., Carre, L., Sautier, C. (1961). Une methoded'étude de la digistibilité chez l'homme, le fecalogramme. *Nutritioet Dieta; European Review of Nutrition and Dietetics* 3, 281–289.
333. Triantaphylidès, C., Havaux, M. (2009). Singlet oxygen in plants: production, detoxification and signaling. *Trends in plant science*, 14(4), 219–228.
334. Trinchera, A., Baratella, V. (2018). Use of a non-ionic water surfactant in lettuce fertigation for optimizing water use, improving nutrient use efficiency, and increasing crop quality. *Water*, 10(5), 613.
335. Tuantet, K., Janssen, M., Temmink, H., Zeeman, G., Wijffels, R.H., Buisman, C.J.N. (2014). Microalgae growth on concentrated human urine. *J. Appl. Phycol.* 26, 287–297.
336. Tweed, S., Leblanc, M., Cartwright, I., Favreau, G., Leduc, C. (2011). Arid zone groundwater recharge and salinisation processes; an example from the Lake Eyre Basin, Australia. *Journal of Hydrology*, 408(3-4), 257–275.
337. Udert, K.M., Fux, C., Münster, M., Larsen, T.A., Siegrist, H., Gujer, W. (2003). Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. *Water science and technology*, 48(1), 119–130.
338. Udert, K.M., Larsen, T.A., Gujer, W. (2006). Fate of major compounds in source-separated urine. *Water Science and Technology*, 54(11-12), 413–420.
339. Udert, K.M., Wächter, M. (2012). Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Research*, 46(2), 453–464.
340. United Nations, (2018). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. <https://population.un.org/wup/> [dostęp online: 26.11.2021].
341. Vakkada Ramachandran, A., Zorzano, M.P., Martín-Torres, J. (2021) Experimental Investigation of the Atmosphere-Regolith Water Cycle on Present-Day Mars. *Sensors*, 21, 7421.
342. Van Breusegem, F., Bailey-Serres, J., & Mittler, R. (2008). Unraveling the tapestry of networks involving reactive oxygen species in plants. *Plant physiology*, 147(3), 978-984.
343. Van Hulle, S.W.H., Vandeweyer, H.J.P., Meesschaert, B.D., Vanrolleghem, P.A., Dejana, P., Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, 162(1), 1–20.
344. Van Vliet, M.T., Jones, E.R., Flörke, M., Franssen, W.H., Hanasaki, N., Wada, Y., Yearsley, J.R. (2021). Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16(2), 024020.
345. Velikova, V., Yordanov, I., Edreva, A. (2000). Oxidative stress and some antioxidant systems in acid rain-treated bean plants: protective role of exogenous polyamines. *Plant science*, 151(1), 59–66.

346. Verbeelen, T., Mastroleo, F., Ganigué, R., Leys, N. (2021). Development of Nitrogen Recycling Strategies for Bioregenerative Life Support Systems in Space. *Frontiers in Microbiology*, 2782.
347. Verostko, C.E., Carrier, C., Finger, B.W. (2004). Ersatz wastewater formulations for testing water recovery systems. *SAE transactions*, 1008–1024.
348. Verstraete, W., Clauwaert, P., Vlaeminck, S.E. (2016). Used water and nutrients: Recovery perspectives in a 'panta rhei' context. *Bioresource Technology* 215, 199–208.
349. Vinnerås, B., 2001. Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater. Rapport - Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för lantbruksteknik (0283-0086), Report 245.
350. Vinnerås, B. (2002). Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine. Diss. Uppsala: Sveriges lantbruksuniv., Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Agraria, 353.
351. Visscher, A.M., Paul, A.L., Kirst, M., Guy, C.L., Schuerger, A.C., Ferl, R.J. (2010). Growth performance and root transcriptome remodeling of *Arabidopsis* in response to Mars-like levels of magnesium sulfate. *PloS one*, 5(8), e12348.
352. Vlaeminck, S.E., Terada, A., Smets, B.F., Linden, D. Van der, Boon, N., Verstraete, W., Carballa, M., 2009. Nitrogen Removal from Digested Black Water by One-Stage Partial Nitrification and Anammox. *Environ. Sci. Technol.* 43, 5035–5041.
353. Volpin, F., Badeti, U., Wang, C., Jiang, J., Vogel, J., Freguia, S., Fam, D., Cho, J., Phuntsho, S., Shon, H.K. (2020) Urine Treatment on the International Space Station: Current Practice and Novel Approaches. *Membranes*. 10(11):327.
354. Volpin, F., Jiang, J., El Saliby, I., Preire, M., Lim, S., Johir, M.A.H., Shon, H. K. (2020). Sanitation and dewatering of human urine via membrane bioreactor and membrane distillation and its reuse for fertigation. *Journal of Cleaner Production*, 270, 122390.
355. Wamelink, G.W., Frissel, J.Y., Krijnen, W.H., Verwoert, M.R., Goedhart, P.W. (2014). Can plants grow on Mars and the moon: a growth experiment on Mars and moon soil simulants. *PLoS One*, 9(8), e103138.
356. Wang, Q., Duan, H., Wei, W., Ni, B.J., Laloo, A., Yuan, Z., (2017). Achieving Stable Mainstream Nitrogen Removal via the Nitrite Pathway by Sludge Treatment Using Free Ammonia. *Environ. Sci. Technol.* 51, 9800–9807.
357. Webb, P. (1964). *Bioastronautics data book*, National Aeronautics and Space Administration, Washington, DC, Report No. NASA SO-3006. (Now: Parker, J.F., Jr., West, V.R., *Bioastronautics data book second edition*, 1973.
358. Wett, B., Rauch, W. (2003). The role of inorganic carbon limitation in biological nitrogen removal of extremely ammonia concentrated wastewater. *Water research*, 37(5), 1100–1110.
359. White, P.J., Brown, P. (2010). Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of botany*, 105(7), 1073–1080.

360. WHO (1993). The control of schistosomiasis. Second Report of the WHO Expert Committee. WHO Tech Rep Ser 1993.
361. WHO (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater Volume 4. WHO Press, Geneva, Switzerland.
362. Wickman, L.A. (2007). Eight Days in Inner Space: My Experience at the Moon Desert Research Station. In Aerospace Conference, 2007 IEEE, 1–10.
363. Wiel-Shafran, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., Adar, E., Gross, A. (2006). Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering*, 26(4), 348–354.
364. Wieland P.O. (2005). Designing for human presence in space: an introduction to environmental control and life support systems (ECLSS). NASA Marshall Space Flight Center; Huntsville, AL, United States, Report No. NASA/TM-2005-214007, M-1142.
365. Wignarajah, K., Litwiller, E., Fisher, J., Hogan, J. (2006). Simulated human feces for testing human waste processing technologies in space systems. SAE Technical Paper 2006-01-2180.
366. Willis C.E., Schultz J.R. (1987). Spacecraft Water Systems Disinfection Technology: Past, Present and Future Needs. SAE Paper No. 871487, 17th Intersociety Conference on Environmental Systems, Seattle, WA, July 13–15, 1987
367. Wilsenach, J., Loosdrecht, M. (2002). Separate urine collection and treatment. Options for sustainable wastewater systems and mineral recovery. STOWA Report 2002-39 STOWA (Netherlands). ISBN: 9057731975.
368. Winsor, G., Adams, P. (1987). Glasshouse crops. Volume 3. Diagnosis of mineral disorders in plants. Her Majesty's Stationery Office, 168.
369. Withers, P.J., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G. (2014). Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. *Sustainability*, 6(9), 5853–5875.
370. Wojciechowska, E., Golcz, A., Kozik, E., Mieloszyk, E. (2019). Effect of differentiated iron nutrition on the content of macronutrients in leaves of lettuce (*Lactuca sativa* L. var. capitata L.) cultivated in peat substrate. *Journal of Elementology*, 24(1).
371. Wright, B.D., Bausch, W.C., Knott, W.M. (1988). A hydroponic system for microgravity plant experiments. *Transactions of the ASAE*, 31(2), 440-0446.
372. Wu, H. (2018). Plant salt tolerance and Na⁺ sensing and transport. *The Crop Journal*, 6(3), 215–225.
373. Wu, L., Yang, Y., Guo, W., Huang, W., Peng, Z., Zhang, Z., Luo, J. (2020). Deterioration of biological pollutants removal induced by linear alkylbenzene sulphonates in sequencing batch reactors: Insight of sludge characteristics, microbial community and metabolic activity. *Bioresource Technology*, 315, 123843.
374. Wydeven, T., Golub, M.A. (1990). Generation rates and chemical compositions of waste streams in a typical crewed space habitat. National Aeronautics and Space Administration, Ames Research Center; Moffett Field, CA. Report No. NASA-TM-102799.

375. Wydeven, T., Golub, M.A. (1991). Waste streams in a crewed space habitat. *Waste Manag. Res.* 9, 91–101.
376. Xie, B., Zhu, G., Liu, B., Su, Q., Deng, S., Yang, L., Liu, G., Dong, C., Wang, M., Liu, H. (2017). The water treatment and recycling in 105-day bioregenerative life support experiment in the Lunar Palace 1. *Acta Astronautica*, 140, 420–426.
377. Xu, L., Yang, S., Zhang, Y., Jin, Z., Huang, X., Bei, K., Zhao, M., Kong, H., Zheng, X. (2020). A hydroponic green roof system for rainwater collection and greywater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121132.
378. Ylivainio, K., Jaakkola, A., Aksela, R. (2004). Effects of Fe compounds on nutrient uptake by plants grown in sand media with different pH. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(5), 602–608.
379. You, J., Chan, Z. (2015). ROS regulation during abiotic stress responses in crop plants. *Frontiers in plant science*, 6, 1092.
380. Yu, J.Q., Matsui, Y. (1993). Extraction and identification of phytotoxic substances accumulated in nutrient solution for the hydroponic culture of tomato. *Soil Science and Plant Nutrition*, 39(4), 691–700.
381. Yu, J.Q., Matsui, Y. (1994). Phytotoxic substances in root exudates of cucumber (*Cucumis sativus* L.). *Journal of Chemical Ecology*, 20(1), 21–31.
382. Zabel, P., Bamsey, M., Schubert, D., Tajmar, M. (2016). Review and analysis of over 40 years of space plant growth systems. *Life sciences in space research*, 10, 1–16.
383. Zabel, P., Bornemann, G., Tajmar, M., Schubert, D. (2019). Yield of dwarf tomatoes grown with a nutrient solution based on recycled synthetic urine. *Life sciences in space research*, 20, 62–71.
384. Zabel, P., Zeidler, C., Vrakking, V., Dorn, M., Schubert, D. (2020). Biomass production of the EDEN ISS space greenhouse in Antarctica during the 2018 experiment phase. *Frontiers in plant science*, 11, 656.
385. Zeidler, C., Schubert, D. (2014). From Bioregenerative Life Support Systems for Space to Vertical Farming on Earth—The 100% Spin-off. https://elib.dlr.de/89590/1/VF_Paper_Submission%20ID%2055090_Zeidler_final.pdf [dostęp online: 07.12.2021].
386. Zhang, X., He, D., Niu, G., Yan, Z., Song, J. (2018). Effects of environment lighting on the growth, photosynthesis, and quality of hydroponic lettuce in a plant factory. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 11(2), 33-40.
387. Zhao, N., Ngo, H. H., Li, Y., Wang, X., Yang, L., Jin, P., Sun, G. (2019). A comprehensive simulation approach for pollutant bio-transformation in the gravity sewer. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 13(4), 1–12.
388. Zielinski, M., Krzemieniewski, M. (2005). Wpływ temperatury wypełnienia reaktora jako czynnika stymulującego szybkość przemian azotu w reaktorze z błoną biologiczną. *Biotechnologia*, (1), 207–214.

389. Zwart, S.R., Kloeris, V., Perchonok, M., Braby, L., Smith, S.M. (2009). Assessment of nutrient stability in foods from the space food system after long-duration spaceflight on the ISS. *J. Food Sci.* 74, pp H209-H217.

SPIS TABEL

Tabela 1. Podsystemy wchodzące w skład systemu podtrzymania życia i ich funkcje.	17
Tabela 2. Rodzaje ścieków powstające podczas misji kosmicznych (na podstawie Anderson i in., 2018).	21
Tabela 3. Przykładowy skład pożywki hydroponicznej (Resh, 2013).	39
Tabela 4. Zalecane wartości pH pożywki przykładowych roślin uprawianych bezglebowo.	41
Tabela 5. Średnie stężenia makro-składników odżywczych w ludzkiej urynie (śr. wartość \pm odchylenie standardowe (n–liczba wartości referencyjnych)).	46
Tabela 6. Przykładowy skład wody odzyskanej z uprawy bezglebowej roślin w BPC NASA (na podstawie Fortson i in. (1994).	48
Tabela 7. Przegląd rozwiązań produkcji nawozów dla uprawy bezglebowej dla systemów kosmicznych.	51
Tabela 8. Przykłady układów z biomasą unieruchomioną do nityfikacji uryny. (R- rzeczywista, S – sztuczna, Z – zhydrolizowana, NZ – niezhydrolizowana, D – rozcieńczona; BD – brak danych)	60
Tabela 9. Przykłady układów z osadem czynnym do nityfikacji uryny. (R- rzeczywista, S – sztuczna, Z – zhydrolizowana, NZ – niezhydrolizowana, D – rozcieńczona, ND – nierozcieńczona; BD – brak danych).....	61
Tabela 10. Porównanie zawartości makroskładników w syntetycznej i rzeczywistej urynie.	88
Tabela 11. Ostateczny skład uryny zmieszanej z wodą splukującą w proporcji 3:1.....	88
Tabela 12. Zadane parametry pracy reaktora SBR.	92
Tabela 13. Wykaz zakresu i metodyki oznaczeń analitycznych.	92
Tabela 14. Charakterystyczne wartości szybkości nityfikacji.	106
Tabela 15. Receptury pożywek dla trzech modułów badawczych.....	114
Tabela 16. Skład pożywek dla wszystkich modułów oraz skład znitryfikowanej uryny zastosowanej w eksperymencie (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy, N=1).	115
Tabela 17. Plon sałaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.	120
Tabela 18. Skład pierwiastkowy liści sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy). sm–sucha masa, N–liczba sałat.	121
Tabela 19. Pigmenty fotosyntetyczne zmierzone w świeżej masie liści w każdym z modułów (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy). fm–świeża masa, N–liczba sałat.....	122
Tabela 20. Wyniki badania organoleptycznego prowadzonego metodą podwójnie ślepej próby. (N–liczba głosów)..	123
Tabela 21. Skład bazowej pożywki aeroponicznej (Resh, 2016).....	132
Tabela 22. Plon sałaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.	138
Tabela 23. Skład pierwiastkowy części jadalnych sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm odchylenie standardowe). sm–sucha masa, liczba powtórzeń: 3.....	140
Tabela 24. Porównanie składu pierwiastkowego suchej masy jadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego.	140
Tabela 25. Skład pierwiastkowy części niejadalnych sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm odchylenie standardowe). sm–sucha masa, liczba powtórzeń: 3.....	141

Tabela 26. Porównanie składu pierwiastkowego suchej masy niejadalnej w każdym z modułów zasilanych pożywką z surfaktantami do modułu referencyjnego.	141
Tabela 27. Wielkość strumienia transpiracji dla sałat uprawianych w poszczególnych modułach.	144
Tabela 28. Skład mieszaniny uryny, wody splukującej i wody szarej doprowadzanej do reaktora SBR.	152
Tabela 29. Podstawowe parametry zadane reaktora.	153
Tabela 30. Receptury pożywek dla wszystkich modułów badawczych.....	171
Tabela 31. Ostateczny skład pożywek dla wszystkich modułów oraz skład znitryfikowanej mieszaniny uryny i wody szarej zastosowanej w eksperymencie (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy, N=1).	172
Tabela 32. Plon sałaty otrzymany w eksperymencie (średnia \pm odchylenie standardowe). FM–świeża masa, SM–sucha masa, N–liczba sałat.	177
Tabela 33. Skład pierwiastkowy liści sałaty dla każdego z modułów (wartość zmierzona \pm błąd pomiarowy lub odchylenie standardowe). sm–sucha masa, FM–świeża masa, RWC– Względną zawartość wody.	178
Tabela 34. Pigmenty fotosyntetyczne zmierzone w świeżej masie liści w każdym z modułów (wartość zmierzona \pm SD). fm–świeża masa, liczba powtórzeń: 7.	179
Tabela 35. Zawartość białka w liściach sałat z każdego z modułów (wartość zmierzona \pm SD). fm–świeża masa, liczba powtórzeń: 7.	180
Tabela 36. Poziom H_2O_2 , aktywność CAT i APX oraz zawartość TBARS (wartość zmierzona \pm SD). fm–świeża masa, liczba powtórzeń: 7.....	180

SPIS RYSUNKÓW

Rysunek 1. Zależność masy zabieranego ładunku od czasu trwania misji, przy systemie podtrzymania życia z odzyskiem i bez odzysku [na podstawie Jones i Kliss (2010)]	18
Rysunek 2. Pierwszy przysznic zainstalowany w obiekcie kosmicznym (Skylab) (źródło: NASA (2010)).	19
Rysunek 3. System podtrzymania życia w Międzynarodowej Stacji Kosmicznej [na podstawie NASA (2015)].	22
Rysunek 4. Schematyczny system bezglebowej uprawy roślin [na podstawie (Komosa i in., 2014)].	31
Rysunek 5. Porównanie systemów z pożywką stagnującą (A), pożywką przepływającą (B), aeroponiką (C).	34
Rysunek 6. System hydroponiczny Veggie [na podstawie Massa i in. (2017)].	36
Rysunek 7. Uproszczony schemat przedstawiający produkcję nawozów w systemach kosmicznych jako powiązania pomiędzy człowiekiem, uprawą, a układem oczyszczania ścieków [na podstawie Paradiso i De Pascale (2021)].	44
Rysunek 8. Szczegółowa reakcja hydrolizy mocznika niekatalizowana (A) i katalizowana ureazą (B). (Na podstawie Panja i Adams (2021)).	71
Rysunek 9. Diagram obrazujący czynniki warunkujące potrzebę poprawy systemów rolniczych i produkcji nawozów.	76
Rysunek 10. Schemat idei projektu SUSKUT (Keuter i in., 2021).	79
Rysunek 11. Schemat układu badawczego etapów 1. i 2. badań, dotyczących procesu nityfikacji uryny oraz hydroponicznej uprawy sałaty na rozcieńczonej znityfikowanej urynie. *Źródło wody (np. oczyszczona w inny sposób woda szara lub woda transpirująca – w badaniach była to woda zdeminielizowana).....	83
Rysunek 12. Schemat układu badawczego etapu 2. badań, dotyczącego wpływu surfaktantów anionowych na uprawę bezglebową. *Źródło składników odżywczych (np. nityfikacja uryny – w badaniach spreparowano na bazie wody zdeminielizowanej i nawozów komercyjnych).	83
Rysunek 13. Schemat układu badawczego etapów 4. i 5. badań, dotyczących procesu nityfikacji uryny i wody szarej oraz hydroponicznej uprawy sałaty na rozcieńczonej znityfikowanej mieszaninie. *Źródło wody (np. woda transpirująca – w badaniach była to woda zdeminielizowana).	84
Rysunek 14. Schemat reaktora SBR wykorzystanego w eksperymencie.	90
Rysunek 15. Schemat reżimu pracy reaktora SBR.	91
Rysunek 16. Typowy przebieg zmian stężenia tlenu i stopnia zamknięcia zaworu w typowym okresie napowietrzania.	93
Rysunek 17. Objętość dawkowanej uryny, stężenie osadu w reaktorze i stężenie N-NO ₃ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.	98
Rysunek 18. Stężenie N-NH ₄ i N-NO ₂ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.	98
Rysunek 19. Szybkość nityfikacji w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.	99
Rysunek 20. EC i zadana nastawa pH w reaktorze w czasie eksperymentu nityfikacji uryny.	99
Rysunek 21. Stosunek sumy azotu amonowego, azotynów i azotanów do azotu ogólnego podczas trwania eksperymentu.	100
Rysunek 22. Zmiany w stężeniu ciał rozpuszczonych, azotu ogólnego i chlorków przed awarią i po wdrożeniu działań zaradczych.	102
Rysunek 23. Zmiany w stężeniu ciał rozpuszczonych, azotu ogólnego i chlorków przed awarią i po wdrożeniu działań zaradczych.	103

Rysunek 24. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FA.....	104
Rysunek 25. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od zasolenia (mierzonego przewodnością elektrolityczną).	104
Rysunek 26. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FNA.....	105
Rysunek 27. Schemat pojedynczego modułu hydroponicznego.....	116
Rysunek 28. Zdjęcie układu eksperymentalnego w 14 dniu uprawy.....	117
Rysunek 29. Schemat układów eksperymentalnych. *Strumień obliczony na podstawie średniego zużycia surfaktantu i obciążenia wody szarej na Międzynarodowej Stacji Kosmicznej (ISS) (Anderson i in., 2018). **Strumień obliczony na podstawie średniego zużycia surfaktantu i obciążenia szarej wody w typowym gospodarstwie domowym (Oron i in., 2014).....	133
Rysunek 30. Schemat pojedynczego modułu aeroponicznego.	135
Rysunek 31. Zdjęcie przykładowych obumarłych siewek (a, b – Moduł 3, c, d – Moduł 5).....	138
Rysunek 32. Rozkłady wszystkich badanych pierwiastków między częścią jadalną i niejadalną w każdym z modułów.	143
Rysunek 33. Zmiany ładunku surfaktantów w modułach M1, M2, M4 i M6 w czasie cyklu uprawowego.	145
Rysunek 34. Objętość dawkowanej mieszaniny uryny i wody szarej, stężenie osadu w reaktorze i stężenie N-NO ₃ w ściekach oczyszczonych w czasie eksperymentu nityfikacji.	158
Rysunek 35. Stężenie N-NH ₄ , N-NO ₂ w ściekach oczyszczonych, oraz nastawa pH w czasie eksperymentu.....	158
Rysunek 36. Skuteczność usuwania surfaktantów w czasie eksperymentu nityfikacji.	159
Rysunek 37. Stosunek sumy azotu amonowego, azotynowego i azotanowego do azotu ogólnego w czasie eksperymentu.	159
Rysunek 38. Szybkość nityfikacji w czasie eksperymentu nityfikacji mieszaniny uryny i wody szarej.....	160
Rysunek 39. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FA.....	161
Rysunek 40. Zależność jednostkowej szybkości zużycia tlenu od stężenia FNA.....	161
Rysunek 41. Zależność średniej wartości OUR od początkowego stężenia surfaktantu SMCT.	162
Rysunek 42. Aktywność oddechowa mikroorganizmów w roztworze zawierającym mocznik przed i po dodaniu ureazy.	163
Rysunek 43. Schemat pojedynczego modułu hydroponicznego z lampami LED.....	173
Rysunek 44. Zdjęcie uprawy bezglebowej uprawy sałaty na rozcieńczonej, znityfikowanej mieszaninie uryny i wody szarej (od lewej M1, M2, M3 i M4-Ref).	173
Rysunek 45. Zmiany ładunku zasadowości dostępnej w każdym z modułów.....	176